

Humboldt-Universität zu Berlin – Geographisches Institut

Dissertation

**Hyperspektrale Fernerkundung zur
Ableitung pflanzenphysiologischer
Parameter von Stadtbäumen -
Strahlungstransfermodellierung für
Berliner Kastanienbestände.**

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium

eingereicht von

Alexander Damm

an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät II

Dekan: Prof. Dr. Wolfgang Coy

Gutachter:

Prof. Dr. Patrick Hostert

Dr. habil Thomas Udelhoven

Dr. Mathias Kneubühler

eingereicht: 06. Mai 2008

Datum der Promotion: 01. Juli 2008

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich den folgenden Personen danken, die wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben:

Prof. Dr. Patrick Hostert gilt mein besonderer Dank für das große Engagement bei der Betreuung dieser Arbeit. Er bot mir ein angenehmes Arbeitsumfeld, das viele Freiräume für meine Ideen ließ. Die Diskussionen mit ihm waren immer konstruktiv und motivierend.

Dr. Mathias Kneubühler möchte ich für die Begutachtung dieser Arbeit danken, auch für die Betreuung während meines Aufenthalts am RSL in Zürich.

PD Dr. Thomas Udelhoven spreche ich meinen herzlichen Dank für die Begutachtung dieser Arbeit aus.

Meinen Kollegen, im Besonderen *Ruth, Sebastian, Tobias, Katja, Olli, Ellen, Magdalena, Jan* und *Andreas*, möchte ich für die Unterstützung während der letzten Jahre danken. Nur durch sie konnte diese Arbeit in einer motivierenden und freundschaftlichen Arbeitsatmosphäre entstehen.

Sebastian und *Ruth* gilt mein spezieller Dank für die vielen konstruktiven Diskussionen und die wertvolle Korrekturarbeit.

Dr. Benjamin Kötz und *Silvia Huber* vom RSL Zürich möchte ich für die zahlreichen Diskussionen und die Betreuung während meines Gastaufenthalts am RSL danken.

Dr. Uwe Rascher vom Forschungszentrum Jülich gilt mein herzlicher Dank für die freundschaftliche und sehr inspirierende Zusammenarbeit. Auch vielen Dank für große Unterstützung während der letzten Zeit, die den erfolgreichen Abschluss dieser Arbeit mit ermöglichte.

Anke Schickling vom Forschungszentrum Jülich möchte ich für die Korrekturarbeiten an dieser Arbeit danken.

PD Dr. Barbara Rank, Anja Voigt und Katja Boldt vom Institut für Pflanzenphysiologie gilt mein herzlicher Dank für die große Hilfe während der Geländekampagne und die sehr zeitaufwändige Auswertung und Analyse der Geländedaten. Ohne sie wäre diese Arbeit in der jetzigen Form nie zustande gekommen.

Dr. Barbara Jäckel und Silke Schmolling vom Pflanzenschutzamt Berlin möchte ich für die gute Zusammenarbeit, insbesondere während der Planungsphase dieser Arbeit, danken.

Den Mitarbeitern der Grundflächenämter Mitte, Spandau und Lichtenberg sowie *Herrn Reinheckel* von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung gilt mein Dank für die Bereitstellung der Katasterdaten und der ALK-Daten.

Zusammenfassung

Urbanisierungsprozesse beeinflussen die Funktionen natürlicher Ökosysteme signifikant. Bereitgestellte ökosystemare Leistungen (*ecosystem services*) unterliegen Veränderungen, die direkt die Lebensbedingungen des Menschen beeinflussen. Funktionale Freiflächen mit Baum- und Gehölzbeständen sind wichtige Bestandteile urbaner Ökosysteme und lindern lokal Einflüsse der Urbanisierung. Die Umweltbedingungen in der Stadt weichen von den nicht städtischen, natürlichen ab und mindern die Funktionsfähigkeit der Bäume. Gegenüber etablierten, terrestrisch basierten Untersuchungen des Baumzustands ermöglicht die Fernerkundung räumlich und zeitlich flexible Vitalitätscharakterisierungen. In dieser Dissertation wird ein fernerkundlicher Ansatz zur Baumzustandserhebung erarbeitet. Bei Nutzung hyperspektraler Bilddaten werden biophysikalische und strukturelle Baumparameter mit dem quantitativen Ansatz der Strahlungstransfermodellierung (engl. *Radiative Transfer Model*, RTM) abgeleitet. Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit war die Adaption des RT-Modellansatzes auf einzelne Bäume. Hierzu wurden drei Anpassungen vorgenommen: die Korrektur höhenbedingter Bildpunktversätze, die Selektion von relevanten Bildelementen und die Nutzung eines geometrisch-optischen Modells, um Einflüsse der Kronentopographie zu korrigieren. Eine detaillierte Validierung der Modelle und abgeleiteter Parameter basierte auf umfangreichen Geländeerhebungen. Beispielhaft wurde die weißblühende Rosskastanie (lat. *Aesculus hippocastanum*), eine Hauptbaumart Berlins, untersucht. Ein Modelltest zeigte die Eignung der modifizierten RTM, die optischen Eigenschaften von Kastanien zu modellieren. Mit einer Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluss spezifischer Baumeigenschaften auf die Modellergebnisse quantifiziert, was die Optimierung des Verfahrens ermöglichte. Durch Invertierung der Modelle konnten die vitalitätsrelevanten Parameter Chlorophyll- und Wassergehalt realistisch abgeleitet und in ein bestehendes Baumkataster eingebunden werden. Damit leistet diese Dissertation einen Beitrag, das thematische Spektrum verfügbarer Biogeodaten zur Untersuchung stadtökologischer Prozesse zu erweitern.

Abstract

Urbanisation affects natural ecosystems functions significantly. This leads to changes in ecosystem services which are directly linked to human living conditions. Functional open spaces, especially when covered with wood and trees, are a major component of urban ecosystems and lessen the impact of urbanisation. Environmental conditions of urban areas are far away from non urban, natural ones. The functionality of trees decreases as a consequence of these unfavourable conditions. In comparison to terrestrial surveys, remote sensing enables spatially and temporally flexible descriptions of tree vitality. In the present work a remote sensing based approach to investigate conditions of urban trees was developed. Radiative transfer models (RTM) were used to derive biophysical and structural parameters from hyperspectral data. In order to adapt the modelling approach to single trees three modifications were made: a) the correction of pixel shifts due to the height of trees and non-nadir view angles of the sensor; b) the selection of spectrally pure pixels; c) the correction of albedo effects induced by crown geometry. A detailed validation of the models and the estimated parameters is performed based on data of an extensive ground survey. Being one of Berlin's main tree species, the horse chestnut (lat. *Aesculus hippocastanum*) was exemplarily investigated. An Evaluation of the modified RTM showed that they are able to model the optical properties of chestnut canopies. A sensitivity analysis was performed to quantify the impact of tree specific effects on the results of the modelling approach. The findings allowed an optimization of the method. Vitality parameters such as chlorophyll and water content could be realistically estimated by model inversion. Results were finally linked to an existing cadastral system. Results from this work help widen the thematic spectrum of environmental biogeodata applications and investigating multiple processes of urban ecology.

Inhalt

Danksagung	i
Zusammenfassung	iii
Abstract	v
Inhalt	vii
Abbildungsverzeichnis	ix
Tabellenverzeichnis	xi
<hr/>	
Kapitel I: Einleitung	1
<hr/>	
1 Urbanisierung und die Bedeutung urbaner Baumbestände	2
2 Ansatz und Forschungsfragen	5
<hr/>	
Kapitel II: Zustand & Zustandserhebung von Bäumen	9
<hr/>	
1 Definition von Pflanzenstress	10
2 Standortbedingungen und Zustand von Bäumen im urbanen Raum	12
3 Zustandserhebung von Bäumen	17
<hr/>	
Kapitel III: Untersuchungsraum & Daten	23
<hr/>	
1 Untersuchungsraum	24
2 Datengrundlagen	25
2.1 Bild- und Vektordaten	25
2.2 Spektraldaten	29
3 Datenaufbereitung	32
3.1 Geometrische Korrektur der Bilddaten	32
3.2 Radiometrische Korrektur der Bilddaten	34
3.3 Spektrenvorverarbeitung	39
4 Geländemessungen	41
4.1 Kampagnenplanung	42
4.2 Messmethoden	43
4.3 Ergebnisse	46
<hr/>	
Kapitel IV: Grundlagen der Reflexionsmodellierung	53
<hr/>	
1 Baumstruktur	54
1.1 Blattoptische Eigenschaften	54
1.2 Bestandsarchitektur	58

1.3	Beleuchtungs- und Aufnahmegeometrie	60
2	Reflexionsmodellierung	61
2.1	Blattreflexionsmodelle	62
2.2	Bestandsreflexionsmodelle	66
2.3	Invertierungsansätze	69
Kapitel V: Reflexionsmodellierung von Einzelbäumen		75
1	Diskussion von Daten zur Integration in das Analyseverfahren	76
2	Anpassung der Bildgeometrie	78
3	Spektrenselektion	81
4	Geometrisch-optisches Modell	83
Kapitel VI: Anwendung & Ergebnisse der Reflexionsmodellierung		91
1	Einführung	92
2	Fehleranalyse der Modelle	93
2.1	PROSPECT	93
2.2	PROSAIL und PROSAIL mit geometrischem Modell	95
2.3	Geometrisches-optisches Modell	98
3	Invertierung Blattebene	101
4	Sensitivitätsanalyse Bestandsmodell	104
5	Invertierung Bestandsebene	109
6	Prüfung des Verfahrens zur automatisierten Pixelselektion	112
7	Übertragung auf den Untersuchungsraum	114
Kapitel VII: Diskussion		121
Kapitel VIII: Ausblick		133
Literatur		139
Anhang A: Messstandorte		157
Anhang B: Programm zur Spektrenbearbeitung		162
Anhang C: Programmcode: Anpassung der Geometrie von ALK- und Bilddaten		166
Anhang D: Programmcode: Selektion spektral reiner Bildelemente		170
Anhang E: Programmcode: Geometrisch-optisches Modell		175
Anhang F: Streudiagramme zur Modellvalidierung		177

Abbildungsverzeichnis

Abbildung II-1: Übersicht von Stressfaktoren für Pflanzen (Larcher 1994).....	11
Abbildung III-1: Untersuchungsgebiet.	28
Abbildung III-2: Referenzspektren für radiometrische Korrektur.	37
Abbildung III-3: Streudiagramme zur absol. radiom. Genauigkeit der HyMap-Daten	38
Abbildung III-4: Streudiagramme zur rel. radiom. Genauigkeit der HyMap-Daten	39
Abbildung III-5: Fehler in Labor- und Geländespektren.....	41
Abbildung III-6: Ablaufschema der Geländeerhebungen.....	43
Abbildung III-7: Saisonaler Verlauf des Chlorophyllgehalts von Kastanien.	47
Abbildung III-8: Saisonaler Verlauf des Trockenmassegehaltes von Kastanien.....	48
Abbildung III-9: Saisonaler Verlauf des Wassergehalts von Kastanien.....	48
Abbildung III-10: Saisonaler Verlauf von Temperatur, Luftfeuchte und Lichtintensität.	50
Abbildung IV-1: Interaktion von EMS mit einem dikotylen Blatt.....	55
Abbildung IV-2: Blattreflexion in Abhängigkeit variierender Blatinhaltsstoffen.....	56
Abbildung IV-3: Blattreflexion in Abhängigkeit struktureller / phänologischer Effekte	57
Abbildung IV-4: Kastanienkrone in Nadirsicht. Links: Nadirphoto.....	58
Abbildung IV-5: Konzepte von Blattreflexionsmodellen	64
Abbildung IV-6: Wellenlängenabhängigkeit der Modellparametern in PROSPECT	65
Abbildung IV-7: Repräsentation eines Vegetationsbestandes in RT-Modellen	67
Abbildung IV-8: Computersimulation eines Vegetationsbestandes	68
Abbildung V-1: Gegenläufige Bildpunktversätze in Luftbildmosaik	77
Abbildung V-2: Schema zur Geometrie höhenbedingter Kronenversätze.....	79
Abbildung V-3: Schema zur Korrektur des höhenbedingter Kronenversätze	80
Abbildung V-4: Abbildung von Baumkronen mit verschiedener geom. Auflösung	82
Abbildung V-5: Spektral reiner / gemischter Pixel in Abhängigkeit des Kronendurchm.....	82
Abbildung V-6: Filtermatrizen zur Selektion spektral reiner Bildelemente.....	83
Abbildung V-7: Kombinationen von Kronenexposition und Beobachtungswinkel.....	84
Abbildung V-8: Winkelkonstellation von Sonne, Sensor und Kronenoberfläche	86
Abbildung V-9: Skalierungsfaktoren für Sphäre.....	88
Abbildung VI-1: Schema der Bilddaten- und Fehleranalyse.	92
Abbildung VI-2: Reflexionsspektren der Fehleranalyse von PROSPECT.....	94
Abbildung VI-3: Streudiagramme der Fehleranalyse für PROSPECT.....	94
Abbildung VI-4: Qualitätsmaße der Fehleranalyse von PROSPECT.....	95
Abbildung VI-5: Reflexionsspektren der Fehleranalyse von PROSAIL.....	96
Abbildung VI-6: Reflexionsspektren der Fehleranalyse von PROSAIL mit geom Modell.....	96
Abbildung VI-7: Streudiagramme der Fehleranalyse von PROSAIL	97
Abbildung VI-8: Streudiagramme der Fehleranalyse von PROSAIL mit geom. Modell.....	97
Abbildung VI-9: Qualitätsmaße der Fehleranalyse von PROSAIL.....	98
Abbildung VI-10: Qualitätsmaße der Fehleranalyse von PROSAIL mit geom. Modell.....	98

Abbildung VI-11: Modellvergleich SAIL und geometrisches Modell - Sensorzenit	100
Abbildung VI-12: Modellvergleich SAIL und geometrisches Modell - rel. Azimut	100
Abbildung VI-13: Modellvergleich SAIL und geometrisches Modell - Sonnenzenit	101
Abbildung VI-14: Abgeleiteter und gemessener Chlorophyllgehalt auf Blattebene.	103
Abbildung VI-15: Abgeleiteter und gemessener Wassergehalt auf Blattebene.....	103
Abbildung VI-16: Abgeleiteter und gemessener Trockenmassegehalt auf Blattebene.	104
Abbildung VI-17: Invertierter Strukturparameter der Kastanienblätter	104
Abbildung VI-18: Auswertung der Experimente zur Modellsensitivität.....	107
Abbildung VI-19: Abhängigkeit der Modellfehler von der Albedo.....	108
Abbildung VI-20: Abgeleiteter und gemessener Chlorophyllgehalt auf Bestandsebene ...	111
Abbildung VI-21: Abgeleiteter und gemessener Wassergehalt auf Bestandsebene.....	112
Abbildung VI-22: Visuelle Validierung der an die Bilddaten angepassten ALK-Daten	112
Abbildung VI-23: Relativer Vergleich von manueller und automatisierter Pixelselektion	113
Abbildung VI-24: Räumliche Visualisierung der Vitalitätsparameter	115
Abbildung VI-25: Vitalitätsparameter für eine geschädigte und ungeschädigte Kastanie .	116
Abbildung VI-26: Histogramm für die Vitalitätsparameter von 138 Testbäumen.....	117
Abbildung VI-27: Aus zwei Flugstreifen abgel. Vitalitätsparameter einzelner Bäume	118
Abbildung A-1:: Digitale Orthophotos Grellstraße.....	158
Abbildung A-2: Photos Grellstraße.....	158
Abbildung A-3: Digitale Orthophotos Dom.....	159
Abbildung A-4: Photos Grellstraße.....	159
Abbildung A-5: Digitale Orthophotos Zeltenplatz	160
Abbildung A-6: Photos Zeltenplatz.	160
Abbildung A-7: Digitale Orthophotos Treskowallee	161
Abbildung A-8: Photos Treskowallee	161
Abbildung A-9: Graphische Nutzeroberfläche von SPP	163
Abbildung A-10: Streudiagramme der Fehleranalyse für PROSPECT.....	178
Abbildung A-11: Streudiagramme der Fehleranalyse von PROSAIL mit geom. Modell ..	179

Tabellenverzeichnis

Tabelle II-1: Schädigungssymptome von Bäumen.	17
Tabelle III-1: Schädigungsgrade der Berliner Hauptbaumarten.....	24
Tabelle III-2: Spektrale Eigenschaften des HyMap-Sensors.....	26
Tabelle III-3: Eigenschaften der HyMap Flugstreifen.	27
Tabelle III-4: Maße zur geometrischen Genauigkeit der HyMap-Daten	34
Tabelle III-5: Maße zur absoluten radiometrischen Genauigkeit der HyMap-Daten	37
Tabelle III-6: Maße zur relativen radiometrischen Genauigkeit der HyMap-Daten.....	38
Tabelle III-7: Messgrößen der Geländekampagne.	44
Tabelle III-8: Strukturparameter der Testbäume vom 15.06.2005.	49
Tabelle VI-1: Modellparameter zum Modellvergleich von SAIL und dem geom. Modell. .	99
Tabelle VI-2: Modellparameter für Invertierung auf Blattebene	102
Tabelle VI-3: Modellparameter für Sensitivitätsanalyse von PROSAIL + geom. Modell. .	106
Tabelle VI-4: Modellparameter für Bestandsmodellierung	110

Kapitel I: Einleitung

1 Urbanisierung und die Bedeutung urbaner Baumbestände

Urbane Ökosysteme sind durch komplexe Interaktionen sozialer, ökonomischer, politischer und ökologischer Prozesse charakterisiert (Alberti 2005). Weltweit wachsen städtische Räume in hohem Maße. Für das Jahr 2030 wird prognostiziert, dass 60 % der Menschen in Städten leben werden (UNFPA 2007). Das jährliche Wachstum urbaner Räume von etwa 20 000 km² geht zu Lasten funktionaler natürlicher Flächen (UNEP 2007). Damit werden lokal und global wirkende Prozesse und Funktionen natürlicher Ökosysteme in signifikantem Maße beeinflusst (McDonnell et al. 1997; Alberti et al. 2003). Verschiedene Studien zeigen den Einfluss der Urbanisierung auf Biodiversität (McKinney 2002), Stoff- und Energieflüsse (Vitousek 1997; Grimm et al. 2000; Vogt et al. 2006) oder hydrologische Prozesse (Arnold und Gibbons 1996). Die Funktionen von Ökosystemen bedingen bestimmte ökosystemare Leistungen (*ecosystem services*). Diese Leistungen werden von den Menschen in Anspruch genommen. Eine Veränderung und Verschlechterung wirkt sich somit direkt auf die Gesundheit und die Lebensbedingungen der Menschen aus (Alberti 2005). Gleichzeitig nehmen die Umweltprobleme im Stadtraum zu, was erhebliche Einschränkungen der Gesundheit und Lebensqualität mit sich bringt (KEG 2001; UNEP 2007).

Die funktionalen Freiflächen, insbesondere die Baum- und Gehölzbestände, sind im urbanen Ökosystem eine wichtige Komponente (Kaplan 1984). Bäume stellen eine Vielzahl von Funktionen zur Verfügung. Diese haben Einfluss auf physikalisch-biologische und sozioökonomische Prozesse und somit direkt auf die vorherrschenden Lebensbedingungen (Givoni 1991; Dwyer et al. 1992; Konijnendijk 2003). Baumbestandene Freiflächen ermöglichen zudem, den negativen Einfluss urbaner Räume auf natürliche Prozesse lokal zu dämpfen (Alberti 2005; Pataki et al. 2006; Vogt et al. 2006).

In verschiedenen ökosystemaren Prozessen ist die Funktionalität von Bäumen eine bedeutsame Größe. Damit sind diese ein wichtiger Baustein zur direkten oder indirekten Umsetzung planerischer Maßnahmen und somit auch politischer Ziele.

Bäume sind hilfreich, um Maßnahmen zur Verbesserung der Umwelt- und Lebensbedingungen im Stadtraum umzusetzen, wie sie im 6. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Union (KEG 2001) gefordert werden:

- Ihr Potenzial zur Feinstaubdeposition (Farmer 1993; Beckett et al. 1998) und Luftschadstoffadsorption (Nowak et al. 1996; McPherson et al. 1997; Jim und Chen 2008)

hat eine hohe lufthygienische Bedeutung. Damit können die Bäume beispielsweise bei der Umsetzung der EU-weiten Luftqualitätsrichtlinie 1999/30/EG (KEG 2005) hilfreich sein (Bruse 2003; GALK 2006). Das Lokalklima wird direkt durch Bäume beeinflusst, indem durch Beschattung oder erhöhte Evapotranspiration Kühlungseffekte erzielt werden. Zudem reduzieren sie die Windgeschwindigkeit (Akbari 2002; Simpson 2002).

- Einige Studien zeigen das Potenzial von Bäumen, Verkehrs- oder Industrielärm zu dämpfen. Allein mit der visuellen Abschirmung der Lärmquelle durch sie, werden die Lärmpegel geringer empfunden (Kragh 1981; Anderson et al. 1984).
- Bolund und Hunhammar (1999) sowie Konijnendijk (2003) führen die Bäume und den Stadtwald als Kulisse für Erholung und Freizeit auf.
- Verschiedene physikalisch-biologische Funktionen werden ihnen zugeschrieben, die positive Effekte für die Gesundheit, Psyche und das Wohlbefinden von Menschen induzieren (Ulrich et al. 1991; Grahn und Stigsdotter 2003).
- Bäume und Stadtgrün sind aufgrund ihrer Erscheinung eine ästhetische Komponente im Stadtraum (Price 2003; Tyrväinen et al. 2003; Konijnendijk et al. 2005).

Auch im Kontext globaler politischer Zielsetzungen sind Bäume ein Baustein zur Optimierung von Handlungsstrategien zur Zielerreichung. Die vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) dokumentierten Veränderungen des Klimas (IPCC 2008) erfordern konsequentes Handeln, um diesen Trend und die damit verbundenen Folgen zu reduzieren (UNEP 2007). Es wird als wesentlich erachtet, die Emission klimaschädigender Treibhausgase aktiv zu vermeiden und passiv zu reduzieren (UNEP 2007). Der Einfluss der Bäume auf den Kohlenstoffkreislauf ist durch direkte CO₂-Fixierung gegeben (Nowak und Crane 2002; McHale et al. 2007). In einigen Studien wurde gezeigt, dass diese das Lokalklima beeinflussen und somit der Energieaufwand in Städten reduziert wird (Jo und McPherson 2001). Indirekt wirkt sich dies wiederum auf den Kohlenstoffkreislauf aus, da der CO₂-Ausstoß durch den geringeren Energiebedarf gesenkt wird (Rowntree und Nowak 1991; McPherson 1998; Akbari 2002).

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt ist ein wichtiges politisches Ziel auf lokaler, regionaler und globaler Ebene (MEA 2005). Biodiversität ist wesentlich, um die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen langfristig aufrecht zu erhalten (Loreau und Hector 2001; Steffen et al. 2001; Alberti 2005). In verschiedenen politischen Richtlinien wurde dieses Erfordernis aufgegriffen, beispielsweise im Jahre 1992 mit dem „Übereinkommen über die Biologische Vielfalt“ (engl. *Convention on Biological Diversity*, CBD) von Rio de

Janeiro. Konkretisierungen fanden auf europäischer Ebene mit der „Gesamteuropäischen Strategie für biologische und landschaftliche Vielfalt“ (engl. *Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy*, PEBLDS) statt oder als Schwerpunktsetzung im 6. Umweltaktionsplan (KEG 2001). Die Biodiversität im Stadtraum wird durch Bäume maßgeblich bereichert: Sie tragen selbst zur Artenvielfalt bei und sind Lebensraum für Flora und Fauna (Zerbe et al. 2003; Cornelis und Hermy 2004; Alvey 2006).

Die Umweltbedingungen im Stadtraum sind im Vergleich zum natürlichen Lebensraum stark modifiziert und von einer hohen Dynamik und Variationsbreite gekennzeichnet. Das Verhältnis von Toleranzpotential der Bäume und Intensität der Stressfaktoren resultiert im Stadtraum in einem erhöhten Stresspotential für die Bäume. In der Konsequenz sind die Umweltbedingungen in der Stadt für diese als ungünstig einzustufen (Wittig 2002; Konijnendijk et al. 2005). Diese Feststellung manifestiert sich auch in der stark reduzierten Lebensdauer der Bäume (Balder et al. 1997; Sæbø et al. 2003; Terho und Hallaksela 2005), der hohen Sterblichkeitszahl von Jungbäumen (Gilbertson und Bradshaw 1985; Nowak et al. 2004) und dem allgemein schlechten Vitalitätszustand (Bradshaw et al. 1995).

Die dargelegte Argumentation offenbart einen Konflikt zwischen der funktionellen Bedeutung der Bäume im urbanen Raum und ihren Standortbedingungen. Dieser Gegensatz resultiert in einer verminderten Funktionsfähigkeit dieser. Die physikalisch-biologischen Funktionen der Bäume und ihr Materialwert bestimmen ihre monetäre Wertigkeit (McPherson et al. 1997; McPherson und Simpson 2002). Damit geht mit der reduzierten Funktionsfähigkeit auch ein Wertverlust dieser einher.

Eine Kompensation dieses Konflikts kann nur durch nachhaltiges Handeln erreicht werden. Vorrangiges Ziel sollte dabei sein, die Standortverhältnisse zu optimieren und somit die Vitalität der Bäume zu erhalten. Nach Balder et al. (1997) und Konijnendijk et al. (2005) sind Monitoringansätze Grundvoraussetzung für ein modernes Baummanagement. Mit diesen sind regelmäßig objektive Zustandserhebungen durchführbar und frühzeitig Schadsymptome erkennbar. Ein flächendeckendes und regelmäßiges Monitoring ermöglicht zudem, das Zusammenwirken von Umwelteinflüssen und Funktionsfähigkeit der Bäume besser zu untersuchen (Konijnendijk et al. 2005).

Die Inventarisierung, Dokumentation, Pflege und Kontrolle innerstädtischer Baumbestände im Sinne eines Monitoring wird in vielen deutschen Städten mit Hilfe von Baumkatastern realisiert. Dabei werden die Bäume erfasst und in regelmäßigen Abständen mit detaillierten Parametern charakterisiert (Beisch 1998). Die von den Grünflächenämtern

durchzuführende Baumschau ist exakt, jedoch auch subjektiv sowie zeit- und kostenintensiv. Seit etwa zwei Jahrzehnten werden Fernerkundungsdaten in den Monitoringprozess einbezogen, um kostengünstig und flächendeckend Baumzustandsbeschreibungen zu erhalten (Fietz 1992; Balder et al. 1997). Dabei werden hauptsächlich Falschfarbluftbilder interpretativ ausgewertet. Durch Bewertung von Texturen und Farbinformationen werden Schadsymptome erkannt und definierten Schädigungsklassen zugeordnet (Fietz 1992; Beisch 1998).

2 Ansatz und Forschungsfragen

Die Entwicklung fernerkundlicher Sensoren und Auswertungsalgorithmen eröffnet zunehmend Möglichkeiten, räumlich und zeitlich bedarfsgerechte Informationen zum Zustand der Vegetation abzuleiten (Liang 2007; Melesse et al. 2007). Damit werden auch flächendeckende Monitoringansätze denkbar, mit denen die Gesundheit von Bäumen charakterisierbar ist und somit Rückschlüsse auf vorherrschende Umweltfaktoren ermöglicht werden. Derartige Monitoringansätze benötigen exakte quantitative Informationsgrundlagen zu vitalitätsbeschreibenden Baumparametern (Konijnendijk et al. 2005).

Die Definitionen von Vitalität sind vielschichtig; oftmals wird sie mit der Kapazität zum Leben und zur Entwicklung gleich gesetzt (Dobbertin 2005). Die Umweltbedingungen am Standort sind ausschlaggebend und limitierend für die Vitalität und somit für die Funktionsfähigkeit eines Baumes. Das Konzept der Vitalitätscharakterisierung von Bäumen basiert auf der Quantifizierung von Parametern, die als Funktion von Umweltstress aufgefasst werden können. Deren absolute Werte, Relationen zueinander und zeitliche Entwicklungen geben Hinweise auf den Vitalitätsgrad. Der abgeleitete Vitalitätsgrad kann jedoch nicht absolut bestimmt werden, da die optimale Vitalität als Referenz nicht messbar ist. Es ist lediglich möglich, fehlende Vitalität bei abgestorbenen Bäumen festzustellen (Larcher 1994; Dobbertin 2005). Kenngrößen, die mit dem Vitalitätsgrad verknüpft sind, quantifizieren typischer Weise Blattinhaltsstoffe und funktionale Prozesse der Bäume oder beschreiben deren Entwicklung. Gehalte biochemischer Inhaltsstoffe (Chlorophyll oder Wasser) sind Indikatoren für den allgemeinen physiologischen Zustand der Bäume (Blackburn 2006; Colombo et al. 2008). Funktionale Prozesse können direkt mit Parametern wie der Chlorophyllfluoreszenz quantifizieren werden (Grace et al. 2007; Hilker et al. im Druck). Hinweise zur

Entwicklung der Bäume geben beispielsweise der Stammdurchmesser oder die Größe, Anzahl und Verteilung der Blätter (Dobbertin 2005).

Aus dem Spektrum verfügbarer Fernerkundungsdaten ermöglichen Hyperspektraldaten die Messung der optischen Eigenschaften von Oberflächen in einer großen Zahl schmalbandiger Spektralkanäle. Somit stehen detaillierte, spektrale Informationen zur präzisen Ableitung verschiedener biophysikalischer und struktureller Oberflächeneigenschaften zur Verfügung (Treitz und Howarth 1999; Blackburn 2006; Herold et al. 2007).

Zur Schätzung biophysikalischer und struktureller Parameter aus Fernerkundungsdaten kann der quantitative Ansatz der Strahlungstransfermodellierung (engl. *Radiative Transfer Models*, RTM) eingesetzt werden. Das am Sensor gemessene Reflexionssignal wird als Funktion der Bestandsparameter modelliert. Bei der Invertierung des Modells können die Parameter ermittelt werden, die das gemessene Signal beeinflusst haben (Kimes und Kirchner 1982; Liang 2004; Liang 2007). Einige Studien konnten die Bestimmung vegetationsspezifischer Informationen in komplexen Waldbeständen oder Baumplantagen mit diesem Ansatz erfolgreich zeigen (Kötz et al. 2004; Meroni et al. 2004; Zarco-Tejada et al. 2004). Die explizite Untersuchung von einzelnen Bäumen mit solchen Modellen wurde jedoch noch nie durchgeführt.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist, einen fernerkundlich-methodischen Ansatz zur Ableitung vitalitätsbeschreibender Parameter urbaner Bäume zu entwickeln. Diese sollen geeignet sein, um bereits bestehende Ansätze der Baumzustandserfassung im Sinne eines Monitoring zu unterstützen. Die Auswertung hyperspektraler Fernerkundungsdaten wird mit der Inversion von RT-Modellen realisiert. Die Adaption des Modellansatzes auf einzelne Bäume stellt dabei einen besonderen Schwerpunkt dar. Die vorliegende Dissertation versucht zwei zentrale Forschungsfragen zu beantworten:

- 1.) *Ist es möglich, den Ansatz der Strahlungstransfermodellierung auf Einzelbäume zu adaptieren?*
- 2.) *Sind mit einem modifizierten Verfahren hinreichend genaue Schätzungen von Vitalitätsparametern für Stadtbäume möglich?*

In dieser Arbeit wird die weißblühende Rosskastanie (lat. *Aesculus hippocastanum*) untersucht. Die Kastanie ist eine häufig vorkommende Baumart in Berlin (SenStadt 2008c) sowie anderen europäischen Städten (Oleksyn et al. 2007) und scheint aufgrund ihrer Kronengröße und -struktur geeignet für explorative Studien.

Die Wahl der Kastanie hat auch einen praktischen Hintergrund. Seit etwa 1990 verbreitet sich die Kastanienminiermotte (lat. *Cameraria ohridella*) vom Balkan aus in ganz Europa, wobei erste Fälle in Deutschland im Jahre 1994 gemeldet wurden (Deschka und Dimic 1986; Tomiczek und Krehan 1998). Die Fraßtätigkeit der Larven führt zu Schäden an den Blättern. Diese trennen die obere Epidermis vom darunter liegenden Blattgewebe und unterbinden somit die Wasserversorgung des Epidermisgewebes. Damit trocknen die Bereiche oberhalb der Minen aus und verbräunen. Bei starkem Befall können die Blätter des gesamten Baumes bereits im Sommer zu 100 % miniert werden. Der Laubfall setzt dann bereits im August ein und Ende September sind die betroffenen Bäume völlig kahl (Grabenweger und Lethmayer 1998; SenStadt 2008b). Mit dem Befall verbunden sind temporäre Einschränkung wichtiger stadtökologischer Funktionen, wie beispielsweise der Staubabsorption oder Klimaregulation. Raimondo et al. (2003) und Salleo et al. (2003) haben nachgewiesen, dass bei optimalen Umweltbedingungen keine langfristigen Schäden eintreten. Die Standortbedingungen im Stadtraum, verbunden mit dem Befall, führen jedoch zu einem erhöhten Stresspotential. Dies wirkt sich langfristig auf die Vitalität der Kastanien und somit auf die Funktionsfähigkeit der Bäume aus (Grabenweger und Lethmayer 1998). Fernerkundlich basierte Verfahren können das Monitoring des Mottenbefalls unterstützen. Somit sind die Erkenntnisse dieser Arbeit auch in der praktischen Anwendung bedeutsam.

Kapitel II:

Zustand & Zustandserhebung von Bäumen

1 Definition von Pflanzenstress

Der urbane Raum zeichnet sich durch eine heterogene Struktur sowie eine komplexe und vielschichtige Raumnutzung aus. Daraus ergeben sich Umweltbedingungen, die im Vergleich zu denen unbebauter Gebiete stark verschieden sind (Balder et al. 1997; Sæbø et al. 2003).

Atmosphäre, Hydrosphäre und Pedosphäre definieren die räumliche Umwelt der Pflanzen. Die mit diesen Komponenten verbundenen Standortfaktoren *Strahlung*, *Temperatur*, *Wasser*, *Nährstoffe* sowie die Einflüsse der weiteren Mitbewohner am Standort stellen die Gesamtheit der äußeren Lebensbedingungen für die Pflanzen dar (Larcher 1994). Genannte Umweltfaktoren unterliegen hinsichtlich ihrer Ausprägung einer zeitlichen Variation. Die Schwankungen treten hierbei im Tages- und Jahresgang sowie zwischen mehreren Jahren auf. Die Flexibilität des pflanzlichen Organismus diese Schwankungen zu kompensieren führt letztendlich zum Überleben am jeweiligen Standort. Genannte Flexibilität ist nur in einem begrenzten Rahmen möglich, der sich durch die so genannte Stressresistenz definiert (Schopfer und Brennicke 1999).

Eine Abweichung der Standortfaktoren über den Rahmen dieser Toleranz hinaus führt zu Stress. Stress ist definiert als Belastungszustand, der eine außergewöhnliche Abweichung vom Lebensoptimum darstellt (Larcher 1994). Die Breite des Spektrums möglicher Stressfaktoren sowie die gegenseitige Beeinflussung der Faktoren resultiert in einem komplexen Stressgefüge. Eine Zusammenstellung möglicher Stressfaktoren sowie deren Interaktion sind in Abbildung II-1 dargestellt. Entsprechend Larcher (1994) sowie Schopfer und Brennicke (1999) kommt es in Abhängigkeit der Dauer und Intensität des Stressfaktors zu reversiblen Veränderungen im Organismus oder zu bleibenden Veränderungen. Unter Stress tritt eine Destabilisierung der funktionellen und strukturellen Voraussetzungen für eine normale Lebenstätigkeit ein.

Vom Organismus wird auf einen Stressfaktor mit einer Stressantwort reagiert. Bei hohen Stressintensitäten kann es zum Zusammenbruch der Zellintegritäten kommen, was irreversible Schäden verursacht. Bei geringen Intensitäten finden als Stressreaktion zeitnah Reparaturvorgänge oder Ausschüttungen von Schutzstoffen statt. Die Dauer des Stresseinflusses bestimmt wiederum die Stressreaktion. Bei anhaltendem Stresseinfluss wird die Widerstandskraft gesteigert (Abhärtung), die beim Abklingen des Stressfaktors wieder auf normale Werte sinken kann. Bei übermäßig langer Dauer des Stresseinflusses

kann es zu Erschöpfungszuständen kommen, was die Anfälligkeit gegenüber anderen Stressoren erhöht. Somit ist Stress im pflanzenphysiologischen Sinne zu definieren als „*ein Beanspruchungszustand des Organismus der zunächst Destabilisierung, dann Normalisierung und Resistenzsteigerung bewirkt und bei der Überschreitung der Anpassungsamplitude zu Funktionsausfällen und zum Tod führt*“ (Larcher 1987).

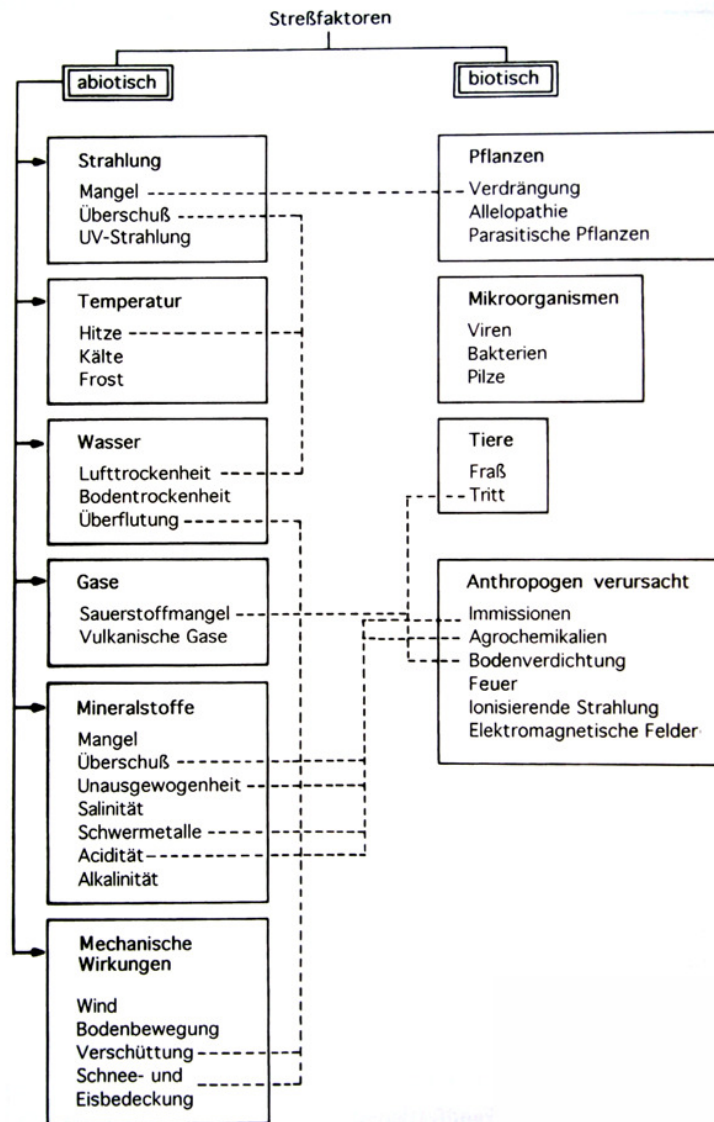


Abbildung II-1: Übersicht von Stressfaktoren für Pflanzen (Larcher 1994).

Die Schädigungssymptome der verschiedenen Stressoren sind oftmals ähnlich. Die Schädigungen zeigen sich im Erscheinungsbild des ganzen Baumes oder in Anomalien der einzelnen Baumorgane. Eine Unterscheidung hinsichtlich der Ursachen ist schwierig. Nur durch Begutachtung von Schadkombinationen und Standortbedingungen sind Stressoren eindeutig zuordenbar (Balder et al. 1997; Konijnendijk et al. 2005).

2 Standortbedingungen und Zustand von Bäumen im urbanen Raum

Das Klima der Stadt wird maßgeblich durch den hohen Grad versiegelter Flächen, die Bebauung sowie Luftschadstoffemissionen aus Verkehr und Industrie beeinflusst (Sukopp 1990; WMBW 2007). Diffuse Streuung an Baukörpern führt zu vermehrter Absorption photosynthetisch aktiver Strahlung an künstlichen Oberflächen (Konijnendijk et al. 2005), Schlagschatten wiederum zu einer reduzierten Einstrahlung (Sæbø et al. 2003). In der Konsequenz wird so das *Strahlungsbudget* verändert. Die erhöhte Absorption von Strahlung an dunklen Versiegelungsmaterialien (Flemming 1989) sowie eingeschränkte Durchlüftung durch Baukörper verändern das *Temperaturregime* im Stadtraum (Sukopp 1990; Herbert et al. 1998). Bei Luftbewegungen kann es an Gebäudekanten oder zwischen Baukörpern zu Düseneffekten kommen (Rotach 1995), die zu einer erhöhten *mechanischen Beanspruchung* der Bäume führen. Die vielfältigen Nutzungen im Stadtraum, primär jedoch Verkehr und Industrie, bewirken erhöhte Emissionswerte von *Luftschadstoffen* in Form toxisch wirkender Chemikalien oder struktur- und funktionseinschränkender Staubpartikel (WMBW 2007).

Die Eigenschaften von Böden in der Stadt sind im Unterschied zu denen im unbesiedelten Raum durch Versiegelung sowie Verkehrs- und Industrienutzung verändert. Nach Sukopp (1990), Balder et al. (1997) und Balder (1998) kommt es durch den hohen Nutzungsdruck zur *Bodenverdichtung* und damit einhergehender Reduktion der Bodenluft und des Wasseraufnahmepotentials. Der hohe Grad der Versiegelung kanalisiert die fallenden Niederschläge und verhindert zusätzlich die Infiltration in den Boden. Die Folge ist *Wassermangel* im Wurzelraum der Bäume. Die *Mineralstoffverfügbarkeit* kann durch drei Aspekte charakterisiert werden: Erstens verhindert die Versiegelung den Nährstoffeintrag in den Boden. Zweitens treten durch die Streuung von Tausalzen im Winter erhöhte Salzkonzentrationen im Boden auf. Drittens findet ein erhöhter Schadstoffeintrag in den Boden statt, hauptsächlich durch Verkehr, Industrie und andere Nutzungen.

Bäume werden im städtischen Kontext als funktionelle Komponente gesehen, was zu einem speziellen Umgang mit den Bäumen führt. Der Nutzungsdruck oder die Pflege und das Management von Bäumen führen zu Konstellationen, die im natürlichen Lebensraum nicht vorkommen. Das dichte Nebeneinander verschiedener Nutzungen resultiert in einem erhöhten Potenzial *mechanischer Schädigungen*, beispielsweise durch die Installation von Ver- und Entsorgungsinfrastruktur (Jim 2003), das Parken nahe dem Stamm- und über dem Wurzelraum der Bäume (Balder 1998) oder durch Baumschnittmaßnahmen zur Gewährleistung der Verkehrssicherheit (Sæbø et al. 2003). Die Integration von Bäumen in

die Architektur der Stadt hat oftmals einen *unzureichenden Stadtraum* zur Folge, da der Wurzelraum aufgrund von Tiefbauten (Balder 1998) und der Kronenraum durch dichte Pflanzung sowie benachbarte Hochbauten eingeengt wird. Pflege und Management der Bäume ist essentiell, um das Überleben der Bäume in der Stadt zu gewährleisten. Pauleit et al. (2002) und Saebo et al. (2003) stellten in ihren Arbeiten heraus, dass oftmals Bäume gepflanzt werden, die an die Umweltbedingungen nicht angepasst sind. Außerdem sind häufig Pflegemaßnahmen in Form von Beschnitt, Bewässerung oder Nährstoffgabe nicht optimal auf die physiologischen Notwendigkeiten abgestimmt.

Wie im natürlichen Lebensraum treten diverse *Pilze und Schädlinge* im Stadtraum auf. Die lokalklimatische Situation in der Stadt begünstigt darüber hinaus eine erhöhte Population verschiedener Schädlinge und die Existenz standortfremder Parasiten. Durch das erhöhte Stresspotential haben die Bäume ein geringeres Abwehrvermögen, was zu häufigeren und intensiveren Schädigungen führt (Balder et al. 1997; Sæbø et al. 2003; Konijnendijk et al. 2005).

Nach Saebo et al. (2003) sind in der Stadt drei Raumkategorien zu unterscheiden, in denen die Stressoren mit unterschiedlicher Intensität auf die Bäume wirken. Der *Straßenraum* ist durch sehr hohe Stressintensitäten mit kombiniert wirkenden Stressoren gekennzeichnet. Dabei können die Stressoren entweder gleichzeitig einwirken oder die Folgen einer einzelnen Stressbelastung setzen die Toleranz für andere Stressoren herab und erhöht deren Wirksamkeit. Bäume in diesen Gebieten erreichen sehr geringe Lebensalter (Foster und Blaine 1978; Sæbø et al. 2003). Bäume in *Parkanlagen* sind moderaten Stressintensitäten ausgesetzt und können ein mittleres Alter erreichen. Vor allem Bäume in *waldartigen Gebieten* sind sehr geringen Stressbelastungen ausgesetzt. Dies zeigt sich neben geringen Schädigungssymptomen auch an vergleichsweise hohen Lebensaltern für Stadtbäume (Sæbø et al. 2003).

Die Folgenden Abschnitte erläutern detailliert den Einfluss der dargestellten Stressoren auf die Vitalität der Bäume und deren pflanzenphysiologischen Eigenschaften.

Strahlungstress

Im Stadtraum treten temporär Effekte auf, die nicht durch das Reaktionsvermögen der Bäume abgefangen werden können und in Strahlungstress resultieren. Durch spiegelnde Reflexion treten kurzzeitig hohe Strahlungsintensitäten auf, nächtliche Beleuchtung führt zu Störungen des Stoffwechsels oder das Strahlungsminimum wird in Schlagschattenbereichen erreicht bzw. unterschritten. Die Reaktion auf Starklichtstress führt zur Überforderung des Photosyntheseapparates, respektive zu einer Verringerung der

Quantenausbeute. Da das höhere Strahlungsbudget nur in Verbindung mit ausreichender Wasser- und Nährstoffversorgung umgesetzt werden kann, welche im Stadtraum oftmals nicht gewährleistet ist, kommt es in der Folge zu einer Zerstörung der Photosynthesepigmente und Thylakoidstrukturen. Bei Arten mit ausgeprägtem Photoperiodismus kann durch eine künstliche Verlängerung des Tageslichts, beispielsweise mit Straßenlaternen, eine geringere Frostabhärtung festgestellt werden (Lyr et al. 1992). Beschattung führt zu einer Umverteilung der Substanzinvestitionen. Das Wurzelwachstum wird zugunsten des Wachstums oberirdischer Organe reduziert, mit entsprechenden Folgen für die Nährstoffversorgung des Baumes. Außerdem verringert sich die Blattanzahl mit gleichzeitiger Größenzunahme der Blätter. Die Unterschreitung des Strahlungsminimums resultiert in der Verkümmern des Baumes (Mitscherlich 1971; Lyr et al. 1992).

Temperaturstress

Das Klima der Stadt kann zu einem veränderten phänologischen Verhalten der Bäume führen. Darauf basierend entsteht aus biochemischer Sicht Temperaturstress, beispielsweise die Zerstörung von Zellen durch Frost, hitzeinduzierte Veränderung der physikochemischen Membranzustände und Konformation von Proteinmolekülen oder die Verlangsamung biochemischer Vorgänge, welche bei Unterschreitung der Letalgrenze zur Organzerstörung führt. Für Bäume ist Hitzestress weniger relevant als Kältestress. Durch kühle Temperaturen, verbunden mit geringerer Strahlungsintensität, wird durch Hormon- und Stoffausschüttung die winterliche Ruhephase eingeleitet. Dabei kommt es zu zellulären Veränderungen, die eine höhere Frostresistenz fördern. Wird durch das Stadtklima die Frostanpassung verkürzt, ist die Frostresistenz herabgesetzt und Kälteeinbrüche im Herbst können zu Frostschäden führen. Im Frühjahr kann das Stadtklima die Ruhephase schneller aufheben, wobei Spätfröste an den stark wassergesättigten Keimlingen erhebliche Schäden anrichten (Mitscherlich 1971; Lyr et al. 1992).

Luftschadstoffe

Das in der Luft enthaltene Kohlendioxid (CO₂) ist für die Pflanzen überlebenswichtig. Gleichzeitig ist die Luft auch Träger toxisch wirkender, bzw. funktionsstörender Stoffe. Aerosole und Staub lagern sich auf photosynthetisch aktiven Pflanzenorganen ab und wirken hindernd auf den Gasaustausch und die Strahlungsabsorption. Farmer (1993) gibt einen Überblick zu Studien, die Auswirkungen erhöhter Staubablagerung auf Blättern beschreiben. Danach sinkt die Nettophotosyntheserate der betroffenen Pflanzen. Larcher

(1994) beschreibt die zell- und organzerstörende Wirkung von überhöhten Konzentrationen toxischer Gase.

Wasserstress

Aus den oftmals höheren Temperaturen im Stadtraum resultiert ein gesteigertes Wassersättigungsdefizit. Damit erhöht sich der Dampfdruckgradient und der Wasserverlust durch Transpiration nimmt zu. Gleichzeitig kann die Wasserverfügbarkeit im Stadtraum durch geringere Niederschläge oder Bodenversiegelung und Bodenverdichtung eingeschränkt sein. Zudem ist die Wasseraufnahme von Bäumen im Stadtraum oft durch Schädigung und Zerstörung des Wurzelraumes eingeschränkt (Balder et al. 1997; Balder 1998). Ein längerfristiges Wasserdefizit führt zu Einschränkungen der Funktionsfähigkeit und von Lebensprozessen. Erste Folgeerscheinungen sind der Rückgang des Turgors und damit verbunden reduziertes Wachstum sowie Einschränkungen verschiedener Stoffwechselreaktionen. Wird eine Schwelle des Wasserdefizits in Abhängigkeit der Zeit überschritten, treten irreversible Schäden auf und die Pflanze welkt (Lyr et al. 1992; Larcher 1994). Hohe Bodenverdichtung kann jedoch auch zu Staunässe führen. Dabei ist speziell der Gehalt von lebenswichtigem Sauerstoff in der Bodenluft stark verringert, was ebenfalls zu Schädigungen des Baumes führt.

Nährstoffstress

Städtische Böden zeichnen sich oftmals durch hohe Versiegelung und Verdichtung aus. An speziellen Standorten herrschen stark erhöhte oder erniedrigte Nährstoffkonzentrationen vor. Nährstoffmangel wirkt sich direkt auf die Wachstumsraten aus, wobei kurzfristig ein sichtbarer Vitalitätsverlust der grünen Blattoorgane eintritt. Langfristig treten Wachstumsdefizite und eine Resistenzabnahme gegenüber biotischen und abiotischen Faktoren ein. Bei überhöhten Nährstoffkonzentrationen wirken diese toxisch (Larcher 1994; Balder et al. 1997).

Standraum und mechanische Beanspruchung

Die Einengung des Wurzelraumes und die Schädigung oder Entfernung von Wurzelteilen resultiert in einer verschlechterten Nährstoffversorgung der oberirdischen Pflanzenorgane. Dies bedingt eine sinkende Widerstandsfähigkeit, was wiederum zu einer erhöhten Anfälligkeit für Pilze und Krankheiten führt. Die mechanische Verkleinerung des Wurzelvolumens oder ein standortbedingt geringeres Wurzelsystem, kann zu statischen

Problemen führen. Werden Teile des Stammes oder der Äste verletzt, ist eine erhöhte Anfälligkeit für Pilze und Krankheiten an der Wundstelle festzustellen. Im Fall erheblicher Stammschäden kann der Nährstofftransport aus der Krone in die Wurzeln in Teilen unterbrochen werden, was in Schädigungen der Wurzel und in den Folgejahren auch des Kronenbereiches resultiert (Wittig 2002; Konijnendijk et al. 2005).

Biotischer Stress

Mikroorganismen in Form von Pilzen, Bakterien oder Viren können zu vielschichtigen Schäden der Baumorgane führen. Pilzbefall kann zur Schädigung oder Zerstörung des Wurzelsystems führen und zu einer Schwächung des ganzen Baumes beitragen. In diesen befallenen Wurzel- und Stammbereichen führen anschließend Bakterien und Viren zu weiteren Schädigungen. Viele Insekten besitzen eine herbivore Lebensform, sie leben parasitär auf oder in der Pflanze. Dabei werden durch die Insekten oder deren Larven teils weit reichende Schäden angerichtet, indem Borke oder Blattmaterial in erheblichen Mengen gefressen wird. Als aktuelles Beispiel ist die Invasion der Kastanienminiermotte aufzuführen. Dieser Blattminierer ruft in den europäischen Kastanienbeständen große sichtbare Schäden hervor, wobei in extremen Fällen das Palisadengewebe aller Blätter des Baumes gefressen wird (Grabenweger und Lethmayer 1998). Wühltiere sind für weit reichende Zerstörungen des Wurzelbereichs verantwortlich. Speziell im städtischen Umfeld kommt auch dem Hundeurin eine wesentliche Bedeutung hinsichtlich der Schädigung des Wurzelhalses zu (Balder et al. 1997; Balder 1998).

Das natürliche Potenzial von biotischem Stress ist hoch und wird im städtischen Umfeld noch verstärkt. So können die vorherrschenden Umweltsituationen zu einer erhöhten Konzentration von Schädlingen führen, beispielsweise durch ein spezielles Mikroklima oder die Häufung spezieller Baumarten und der damit vereinfachten Verbreitung der Schädlinge in diesen Beständen. Andererseits sind die Bäume durch die abiotischen Stressoren teils stark vorgeschädigt, so dass ihr natürliches Resistenzpotential deutlich herabgesetzt ist. Weiterhin dienen die vielen Wundstellen als Eintrittspunkt der biotischen Stressoren (Konijnendijk et al. 2005).

Die Schädigungssymptome der verschiedenen Stressoren sind oftmals ähnlich. Die Schädigungen können sich im Erscheinungsbild des ganzen Baumes oder in Anomalien der einzelnen Baumorgane zeigen (Tabelle II-1). Eine Unterscheidung hinsichtlich der Ursachen ist schwierig. Nur durch Begutachtung von Schadkombinationen und

Standortbedingungen sind Stressoren eindeutig zuzuordnen (Balder et al. 1997; Konijnendijk et al. 2005).

Tabelle II-1: Schädigungssymptome von Bäumen (Quelle: Balder et al. 1997, verändert).

Baumorgan	Schädigung
Baumkrone	Dichte der Belaubung
	Blattgröße und -farbe
	Blattschäden (Nekrosen, Chlorosen, Schaderreger)
	Längenzuwachs der Triebe
	Feinastentwicklung
Äste	Triebsschäden (Spitzendürre, Schiffchenbildung, Schaderreger)
	Wuchsanomalien
	Absterben
	nässende Stellen
	Pilzfruchtkörper
Stamm	Bohrlöcher von Insekten
	Risse
	Rindenabnormalitäten (Einsenkungen, Geschwulste, Farbveränderungen)
	nässende Stellen
	Risse
Wurzel	mechanische Schäden
	Pilzfruchtkörper
	Bohrlöcher von Insekten
	Faulstellen am Anlauf
	Abgrabungen
	Aufschüttungen
	Wurzeln- und -abrisse
	Bodenverdichtungen und -versiegelung
	Pilzfruchtkörper
	Bodenrisse

3 Zustandserhebung von Bäumen

Ein aktives Management des städtischen Baumbestandes ist eine notwendige und logische Konsequenz aus den dargelegten Sachverhalten. Dabei steht die Optimierung der Standortverhältnisse im Vordergrund, um die Gesundheit und Vitalität der Bäume zu erhalten und zu verbessern. Nur damit lassen sich die Funktionen und Werte der Bäume erhalten. Ein umfangreiches Management der Bäume erfordern auch gesetzliche Zwänge, beispielsweise die Verkehrssicherungspflicht (Breloer 1994; Dujesiefken et al. 2004).

Ein zielführendes, aktives Management beginnt bereits beim Prozess der Baumauswahl und Pflanzung (Konijnendijk et al. 2005). Für hoch belastete Standorte (Straßen) sind nur Bäume geeignet, die gesund und mit einem hohen Toleranzpotenzial ausgestattet sind. Zudem sind das Überleben und eine moderate Lebensdauer nur dann zu gewährleisten, wenn neue Erkenntnisse der Baumpflanzung berücksichtigt werden. Durch eine stetige Überwachung des Vitalitätszustandes und des umgebenden Standraums können unzureichende Standortbedingungen festgestellt werden. Im Bedarfsfall sind so

unmittelbare Pflegemaßnahmen zu initialisieren, um die Bedingungen zu verbessern und deren Wirkung auf den Baum zu mildern. Wichtige Instrumente hierzu sind Düngung, Beschnitt und Wundversorgung (Dujesiefken et al. 2004). Im Fall einer fortgeschrittenen Schädigung bleibt zur Standraumsicherung oftmals nur noch die Baumfällung, die jedoch aus präventiven Gründen unnötig häufig angewendet wird (Terho und Hallaksela 2005).

Grundvoraussetzung für ein erfolgreiches Management ist ein umfassendes Monitoring des Baumzustandes. Solche regelmäßigen Erhebungen ermöglichen den Aufbau einer objektiven Bewertungsgrundlage für baumspezifische Maßnahmen. Zudem sind mit diesen Informationen weiterführende Untersuchungen zur Interaktion von Bäumen mit deren Standortbedingungen möglich, die letztendlich die Basis für eine moderne Grünplanung schaffen (Balder et al. 1997; Konijnendijk et al. 2005).

Nach Konijnendijk et al. (2005) sind die Anforderungen an die Zustandserhebungen hoch, da sie aktuell, exakt, zuverlässig, objektiv und reproduzierbar sein müssen. Gleichzeitig ist eine effiziente Datenhaltung und Pflege wichtig. Zur Verwaltung der Daten werden in der Regel Baumkataster verwendet. In den verantwortlichen Ämtern liegen diese teils analog, häufig jedoch schon in Verbindung mit Geographischen Informationssystemen vor (Beisch 1998; Konijnendijk et al. 2005). Zur Erhebung des Baumzustandes existieren mehrere Möglichkeiten. Im Folgenden werden die terrestrisch basierte Baumschau und Möglichkeiten der Fernerkundung vorgestellt.

Terrestrische Zustandserhebungen

In der Praxis sowie in den Städten und Gemeinden herrscht bezüglich der Durchführung von terrestrischen Baumzustandserhebungen noch kein einheitlicher Konsens. Dies äußert sich auch in der unterschiedlichen Begrifflichkeit zum Thema. Synonym werden Bezeichnungen wie Baumschau, Sichtkontrolle, Baumdiagnose, etc. verwendet. Prinzipiell sind jedoch die Baumkontrolle und die Baumuntersuchung unterscheidbar (Dujesiefken et al. 2004).

Die Baumkontrolle im Sinne einer Sichtkontrolle vom Boden aus wird in regelmäßigen Abständen durchgeführt. Das zeitliche Intervall ist abhängig vom Baumalter, der Vorschädigung oder anderweitigen Beweggründen und variiert zwischen anlassbezogenen Kontrollen bis zu zweijährigen Untersuchungen. Die Baumkontrolle dient der Erfassung optisch wahrnehmbarer Schäden, um einen möglichen Handlungsbedarf für Pflegemaßnahmen festzustellen. Diese Erhebungsmethode ist so konzipiert, dass schnell und in großer Anzahl Bäume begutachtet werden können. Um eine Vergleichbarkeit der Erhebungen zu gewährleisten, wird in der Regel eine Checkliste abgearbeitet. Nach dieser

sind die Bäume von allen Seiten zu begutachten und ist der umgebende Standraum zu charakterisieren. Zudem ist eine Einschätzung der Baumvitalität vorgesehen. Die Ergebnisse der Baumkontrolle münden in einer Handlungsempfehlung: Liegen keine Anzeichen von Schäden vor, wird lediglich der nächste Kontrolltermin festgelegt. Anderweitig wird prinzipiell eine Baumuntersuchung veranlasst (Dujesiefken et al. 2004).

Ist die Schadfeststellung am Baum nicht eindeutig möglich, findet eine Baumuntersuchung mit speziellen Methoden statt. Das mögliche Untersuchungsspektrum reicht dabei von Bohrungen zur Jahresringanalyse, Endoskopie, Stoffanalyse, physiologischen Charakterisierungen, der Anwendung von Schallhammer oder Elastometer, bis hin zur Computer-Tomographie (Balder et al. 1997; Konijnendijk et al. 2005). Die gewonnenen Erkenntnisse münden anschließend in Vorschlägen zu baumpflegerischen Maßnahmen, um die Schäden am Baum zu verringern oder zu beheben.

Fernerkundliche Baumzustandserhebung

Für Baumzustandserhebungen im forstlichen und städtischen Bereich hat sich in den vergangenen Jahrzehnten die visuelle Auswertung geometrisch hoch auflösender Luftbilder etabliert (Albertz 2001). In regelmäßigen Abständen werden zur Inventur der Vegetationsbestände Luftbildbefliegungen durchgeführt und wahlweise Echtfarb-, Falschfarb- oder schwarz-weiß Luftbilder aufgenommen (Fietz 1992; Balder et al. 1997). Die hohe Auflösung der Daten ermöglicht die Unterscheidung von Texturen und Kronenformen, womit einerseits Baumarten identifiziert werden können und andererseits Schädigungen der Kronen erkennbar sind.

Seit mehreren Jahren werden Methoden der digitalen Bildverarbeitung entwickelt, um aus verschiedenen geometrisch hoch auflösenden Datenquellen automatisiert Kronenumrisse zu extrahieren. Hierzu existieren verschiedene Ansätze, beispielsweise der *valley following approach* (Gougeon 1995), der *local-maxima approach* (Wulder et al. 2000) oder *matching algorithms* (Quackenbush et al. 2000). Die Anwendung solcher Methoden liegt im Bereich der Bestandsinventarisierung von großen oder schwer zugänglichen Gebieten.

Neben der visuellen Schadkartierung können Methoden der digitalen Bildverarbeitung zur quantitativen Untersuchungen der Bäume eingesetzt werden, um detaillierte Vitalitätscharakterisierungen durchzuführen oder Artenunterscheidungen zu realisieren (Blackburn 2006; Liang 2007).

In einigen Studien wurden mit spektral hoch auflösenden Daten Baumarten unterschieden (Xiao et al. 2004; Buddenbaum et al. 2005). Die gegenwärtig erzielbaren Genauigkeiten der automatisierten Baumartenbestimmung sind limitiert und stellen keine Alternative für die planenden Institutionen dar. In vielen deutschen Städten wird im Rahmen der Grünflächeninventur der Baumbestand schon detailliert erhoben. Jedoch sind viele Bäume im privaten Raum oder in öffentlichen Parkanlagen noch gar nicht erfasst, woraus die benannten Methoden für eine effiziente Inventarisierung interessant erscheinen.

Ein weiterer Forschungsschwerpunkt im Rahmen der fernerkundlichen Vegetationsanalyse von Vegetation ist die Ableitung biochemischer und struktureller Bestandsparameter (Liang 2004). Prinzipiell sind mit den zwei Ansätzen der empirisch-statistischen Modellierung und der physikalisch basierten Strahlungstransfermodellierung Bestandsparameter aus den gemessenen Reflexionssignalen schätzbar (Liang 2007). Zarco-Tejada et al. (2004) nutzten erfolgreich dieses quantitative Analyseverfahren, um den Chlorophyllgehalt von Oliven abzuleiten. Meroni et al. (2004) wendeten ein ähnliches Verfahren an und untersuchten den LAI von Pappeln. Malthus und Younger (2000) konnten durch ein indexbasiertes Verfahren Stress von Straßenbäumen detektieren, jedoch war die Genauigkeit der Ergebnisse eingeschränkt.

Zur Zustandserhebung von Stadtbäumen ist eine hohe geometrische und spektrale Auflösung essentiell. Technologisch bedingt ist die Entwicklung von Sensoren, die solche Daten bereitstellen, limitiert. Die verfügbaren satellitenbasierten Hyperspektraldaten weisen mit 30 m eine zu grobe geometrische Auflösung auf, um Aussagen für einzelne Bäume abzuleiten. Die geometrisch hoch auflösenden Sensordaten haben hingegen maximal vier Spektralkanäle (QuickBird, IKONOS), bei einigen Datensätzen ist zusätzlich ein Panchromatischer Kanal verfügbar (ADS-40, HRSC-AX). In den letzten Jahren wurden jedoch große Fortschritte in der Sensorentwicklung erzielt (Melesse et al. 2007). Derzeit stehen Sensoren mit geringem Signal-Rausch-Verhältnis (engl., *Signal to Noise Ratio*, SNR) und gleichzeitig hoher geometrischer wie auch spektraler Auflösung zur Verfügung. Beim flugzeugbasierten HyMap-Sensor sind je nach Flughöhe geometrische Auflösungen von 4 - 10 m, bei einer spektralen Auflösung von 126 Kanälen möglich (Cocks et al. 1998). Der neu entwickelte SIM.GA HYPER-Sensor verfügt im Wellenlängenbereich von 400 - 2450 nm über 768 Kanäle und eine geometrische Auflösung von etwa 3 m (ESA 2007). Damit eröffnen sich neue Möglichkeiten für die quantitative Bilddatenauswertung. Einschränkend ist festzuhalten, dass mit solchen Sensoren lediglich kleine Raumausschnitte aufgenommen werden können, womit sich die Daten weitestgehend für explorative Studien eignen.

Kapitel III:

Untersuchungsraum & Daten

1 Untersuchungsraum

Die Siedlungsentwicklung Berlins war begleitet von teils gravierenden politischen Umbrüchen, wie die Teilung Berlins von 1961 - 1989, oder ökonomischen Veränderungen im Zeitraum der Industrialisierung Ende des 19. Jahrhunderts (Sukopp 1990; SenStadt 2008a). Die Folge ist eine komplexe und heterogene Siedlungsstruktur. Im Digitalen Umweltatlas Berlins (SenStadt 2008a) werden 62 verschiedene Flächentypen, bzw. 13 daraus aggregierte Strukturtypen unterschieden.

Der mittlere Versiegelungsgrad in Berlin beträgt etwa 32 %, bei einem relativ großen Grün- und Freiflächenanteil. Dies, sowie der zahlreiche Baumbestand machen Berlin zu einer grünen Stadt (SenStadt 2008a). Die Gesamtzahl der Bäume in Berlin ist nicht bekannt, da genaue Angaben zu den Beständen im privaten Raum und den öffentlichen Parkanlagen fehlen. Die 419 000 Straßenbäume sind hingegen fast vollständig erfasst. Die Hauptbaumgattungen Berlins sind die Linde (lat. *Tilia ssp.*) (36 %), Ahorn (lat. *Acer ssp.*) (19 %), Eiche (lat. *Quercus ssp.*) (9 %), Platane (lat. *Platanus ssp.*) (5 %) und die Kastanie (5 %) (SenStadt 2008c).

Wie in anderen Großstädten sind in Berlin die Umweltbedingungen der Bäume von den natürlichen in hohem Maße verschieden (Sukopp 1990; Balder et al. 1997). Dies resultiert unter anderem in einer Beeinträchtigung des Vitalitätszustandes der Straßenbäume (Tabelle III-1).

Tabelle III-1: Schädigungsgrade der Berliner Hauptbaumarten (Quelle: SenStadt 2008a).

Baumart	Anteil (aller bewerteten Stichproben)	Schadstufe 1 (ungeschädigt)	Schadstufe 2-4 (geschädigt)	mittlere Standardabweichung
Linde	56.4 %	60.9 %	39.1 %	+/- 1.7 %
Ahorn	24.2 %	51.5 %	48.5 %	+/- 2.7 %
Kastanie	5.6 %	47.2 %	52.8 %	+/- 5.3 %
Platane	13.6 %	38.6 %	71.4 %	+/- 5.1 %
Gesamt	100 %	64.4 %	35.6 %	+/- 1.9 %

Für den Erhalt und die Pflege der Straßenbäume sind in Berlin die zwölf bezirklichen Gartenämter verantwortlich (SenStadt 2008c). Von diesen wird neben der Pflege die Zustandserhebung der Bäume durchgeführt. Die Befunde der Baumkontrolle werden in Baumkatastern verwaltet. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt existieren in Berlin zwei Verwaltungssysteme und bezirksweise verschiedene Strukturen der Baumkataster. Dies verhindert erheblich den stadtweiten Zugang zu den Katasterdaten. Jedoch wird aktuell versucht, die bezirksweisen Kataster zu homogenisieren und zu zentralisieren (mündliche

Mitteilung Senatsverwaltung für Stadtentwicklung). Zudem wird intensiv daran gearbeitet, die Geometriedaten der ALK mit den Katasterdaten zu synchronisieren.

Im Zeitraum von 2003 - 2006 war am Pflanzenschutzamt Berlin das EU finanzierte Projekt *BerlinCam* angesiedelt, das sich explizit mit der Kastanie beschäftigte. Im Projekt wurden praxisorientierte Maßnahmen zur Bekämpfung der Kastanienminiermotte untersucht (SenStadt 2008b). In diesem Rahmen wurden umfangreiche Untersuchungen zur Ausbreitung und zum Vitalitätszustand der Kastanien durchgeführt.

Zusammenfassend ist die Eignung des Untersuchungsgebiets Berlin zur Bearbeitung dieser Dissertation herauszustellen:

- Die heterogene Raumnutzungsstruktur ermöglicht die Untersuchung von Bäumen an Standorten mit unterschiedlichsten Umweltbedingungen.
- Mit den Daten des Amtlichen Liegenschaftskatasters (ALK) und den Baumkatastern ist eine umfangreiche Datenbasis verfügbar.
- Die Kooperation mit dem Projekt *BerlinCam* ermöglicht den wissenschaftlichen Austausch zur Untersuchungsart Kastanie und resultierte unter anderem in der gemeinsamen Auswahl der Testbäume und -standorte (Kapitel III:4.1).

2 Datengrundlagen

Die Ableitung der baumbezogenen Vitalitätsparameter basiert in dieser Arbeit auf Hyperspektraldaten. Vektordaten werden verwendet, um die Analyse von Einzelbäumen zu ermöglichen und Fachdaten in den Analyseprozess einzubeziehen. Daten aus Geländeerhebungen werden für die Vorverarbeitung der Rasterdaten eingesetzt und dienen zur Kalibrierung und Validierung des Analyseansatzes. Nachfolgend sind die Eigenschaften der einzelnen Datengrundlagen detailliert aufgeführt und werden Aspekte der Datenerhebung und Vorverarbeitung beschrieben.

2.1 Bild- und Vektordaten

HyMap Flugzeugscannerdaten

Der Hyperspectral Mapper (HyMap) ist ein flugzeuggestütztes abbildendes Spektrometer, das vom australischen Hersteller Integrated Spectronics entwickelt wurde. HyMap wird gegenwärtig im Forschungsbereich der Geofernerkundung aufgrund seiner geometrischen

und spektralen Charakteristik sowie des exzellenten Signal-Rausch-Verhältnisses (500:1) oft eingesetzt (IntegratedSpectronics 2007).

HyMap wird zusammen mit Instrumenten zur Messung von Fluglageparametern geflogen, im speziellen einem differentiellen globalen Positionierungssystem (DGPS) sowie einem Kreiselssystem (*Inertiales Navigationssystem*, INS). Die Erdoberfläche wird entsprechend des optomechanischen Prinzips mit einem senkrecht zur Flugrichtung oszillierenden Spiegel abgetastet (Cocks et al. 1998).

Der Sensor misst die von der Erdoberfläche reflektierte Strahlung mit vier Detektoren. Der Wellenlängenbereich von 400 - 2500 nm wird in 128 Kanälen aufgelöst, womit der Spektralbereich des sichtbaren Lichts (engl. *Visible*, VIS), des nahen Infrarots (engl. *Near InfraRed*, NIR) sowie des mittleren Infrarots (engl. *Short Wave Infrared*, SWIR) abgedeckt wird. Das spektrale Aufnahmeintervall beträgt im Mittel +/- 15 nm (Cocks et al. 1998; HyVista 2007). Weitere Informationen zur spektralen Konfiguration sind in Tabelle III-2 zusammengestellt.

Tabelle III-2: Spektrale Eigenschaften des HyMap-Sensors (Quelle: DLR 2005).

Spektrometer	Wellenlängenbereich	mittlere Kanalbreite	FWHM
VIS	0.45-0.89 μm	15-16 nm	15 nm
NIR	0.89-1.35 μm	15-16 nm	15 nm
SWIR1	1.40-1.80 μm	15-16 nm	13 nm
SWIR2	1.95-2.48 μm	18-20 nm	17 nm

Das Sichtfeld von HyMap beträgt 61.3°, wobei eine Bildzeile in 512 Pixel aufgelöst wird. Die je Messung abgetastete Raumeinheit beträgt 2 mr senkrecht sowie 2.5 mr parallel zur Flugrichtung. Der Sensor kann in Höhen von 1900 - 5000 m über Grund geflogen werden. Die Frequenz der Spiegeloszillation sowie die minimale Geschwindigkeit des Flugzeugs bestimmen die minimale Flughöhe. Das geometrische Sensormodell führt entsprechend zur räumlichen Auflösung von 3.9 - 10.0 m und Streifenbreiten von 2.3 - 4.6 km (Cocks et al. 1998; DLR 2005; HyVista 2007).

Datenakquise zur HyMap-Berlin Kampagne 2005

In der vom Deutschen Zentrum für Luft und Raumfahrt (DLR) und der Abteilung Geomatik durchgeführten HyMap-Berlin Kampagne im Jahr 2005, wurden sechs Flugstreifen über Berlin aufgenommen. Die abgedeckten Gebiete reichen vom Zentrum bis zum städtischen Randbereich, korrespondierend mit einer hohen Variabilität urbaner Oberflächen und Strukturtypen (Abbildung III-1). Die Daten wurden am 20.06.2005 zwischen 9:24 und 10:33 UTC (engl. *Universal Time Coordinated*) erhoben und haben eine

geometrische Auflösung von 4 m. Eine detaillierte Zusammenstellung der Szeneneigenschaften ist in Tabelle III-3 gegeben.

Tabelle III-3: Eigenschaften der HyMap Flugstreifen.

Streifen	1	2	3	4	5	6
Aufnahmezeit [UTC]	10:12	10:23	10:33	9:24	9:46	9:34
Sonnenzenit [°]	31.0	30.3	29.8	35.1	33.0	34.1
Sonnenazimut [°]	154.5	159.4	164.1	136.1	143.6	139.1
Streifenlänge [km]	16.5	19.7	18.9	29.1	26.8	29.5
Flugrichtung [°]	180.0	152.0	172.0	261.0	89.0	94.0
Streifenbreite [m]			2048			
Pixelgröße [m]			4			
Flughöhe [m]			1960			

Die Daten wurden systemkorrigiert vom Datenprovider zur Verfügung gestellt. Dies beinhaltet eine Korrektur des Dunkelstroms, die Beseitigung von Systemartefakten und die radiometrische Kalibrierung der Daten als Strahldichtewerte [$\mu\text{W}/\text{cm}^2/\text{sr}/\text{nm}$]. Die Bilddaten wurden im 16-bit Integer-Datenformat zur Verfügung gestellt. Datenfehler sind mit negativen Werten codiert, womit die effektive Auflösung 15-bit entspricht. In den gelieferten Rohdaten stehen 126 Kanäle zur Verfügung, da im Rahmen der Systemkorrektur die Kanäle 1 und 30 eliminiert werden. Weiterhin wurden mit den Bilddaten Fluglageparameter bereitgestellt, die für die Vorverarbeitung der Daten benötigt werden.

Sonstige Daten

Für die geometrische Korrektur wurde ein Digitales Höhenmodell (DHM) verwendet. Der Datensatz wurde von der *Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg* (LGB) im Jahr 2002 bereitgestellt. Es weist eine geometrische Auflösung von 25 m sowie eine vertikale Auflösung von 1 m auf und liegt in der Projektion UTM 33N, WGS 84 vor.

Digitale Echtfarb-Orthophotos mit einer geometrischen Auflösung von 0.25 m (DOP25) wurden zur Bestimmung der Passpunkte (engl. *Ground Control Points*, GCPs) für die geometrische Korrektur eingesetzt. Die Daten wurden vom *Landesluftbildarchiv der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin* zur Verfügung gestellt. Die vorliegende Soldner-Projektion wurde in das Bezugssystem UTM 33N, WGS 84 transformiert.

ATKIS-Vektordaten (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem) wurden für die Genauigkeitsbetrachtung der geometrischen Korrektur verwendet. Die Daten wurden von der LGB im Jahr 2002 bereitgestellt und liegen in der Projektion UTM 33N, WGS 84 vor.

Um die einzelnen Kastanien im Hyperspektraldatensatz zu verorten, wurden Katasterdaten verwendet. Diese bestehen aus Geometriedaten der ALK und Attributdaten der bezirksweisen Baumkataster. Die ALK-Daten liegen im Soldner-Koordinatensystem vor und wurden für Testzwecke von der *Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin* zur Verfügung gestellt. Im ALK-Baumlayer sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur Straßenbäume erfasst und die verfügbaren Attributinformationen beschränken sich auf Schlüsselnummern. Um thematische Informationen mit den Geometriedaten zu knüpfen, werden zusätzlich Katasterdaten benötigt. Diese werden in Berlin von den Grünflächenämtern der einzelnen Bezirksverwaltungen erhoben und gepflegt. Gegenwärtig sind die Daten nur eingeschränkt zu beziehen, da innerhalb Berlins noch kein einheitliches Erhebungs- und Datenverwaltungsschema existiert. Vom Bezirk *Mitte* und *Lichtenberg* wurden Testdaten zur Verfügung gestellt. In beiden Datensätzen sind ALK-Identifikationsschlüssel enthalten, die eine Verknüpfung der Kataster- mit den ALK-Daten ermöglicht.

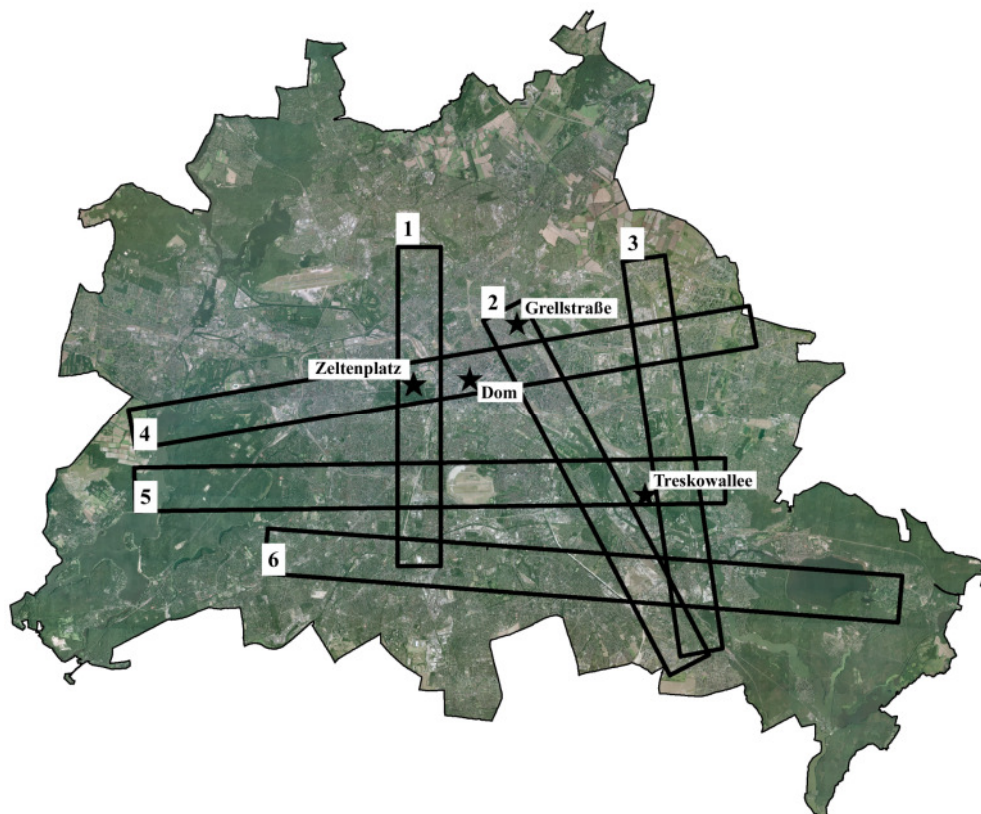


Abbildung III-1: Untersuchungsgebiet. Überlagert sind Grenzen der HyMap Flugstreifen und Teststandorte der Geländemessungen. Bilddaten: Digitale Orthophotos (DOP 25).

2.2 Spektraldaten

Labor- und geländespektroskopische Messungen werden in dieser Arbeit für die radiometrische Korrektur und das fernerkundliche Analyseverfahren eingesetzt. Im Prozess der radiometrischen Vorverarbeitung von Bilddaten werden die am Boden erhobenen Reflexionssignaturen zur eigentlichen Durchführung benötigt und bei begleitenden Qualitätskontrollen angewendet. Nach einem spektralen Resampling können die Signaturen spektral invarianter Flächen den korrigierten Bildsignaturen gegenübergestellt werden. Entsprechend kann die Parametrisierung der Korrekturalgorithmen (Schätzung der aerosoloptischen Dicke, Wasserdampfgehalte) überprüft und gegebenenfalls iterativ verbessert werden. Weiterhin ist mit diesen Daten eine fehlerhafte Sensorkalibrierung zu kompensieren. Die gelände- und laborspektroskopischen Messungen werden auch benötigt, um die Strahlungstransfermodelle zu validieren. Dabei werden simulierte und gemessene Signaturen miteinander verglichen und statistische Gütemaße berechnet. Diese ermöglichen Aussagen darüber, ob mit den Modellen die optischen Eigenschaften von Kastanien modelliert werden können.

Instrumente und Messprinzipien

Für die Spektralmessungen wurde das hoch auflösende Spektroradiometer *ASD FieldSpec Pro II* verwendet (ASD 2007). Das Spektrometer zeichnet die empfangene elektromagnetische Strahlung (EMS) im Wellenlängenbereich von 350 - 2500 nm auf. Dabei werden drei Detektoren verwendet, einer für den Wellenlängenbereich des VIS und NIR sowie zwei Detektoren für den Bereich des SWIR. Die spektrale Auflösung für den ersten Detektor beträgt 3 nm, für die beiden anderen 10 nm. Detailliertere technische Spezifikation des Spektrometers sind ASD (2002, 2007) zu entnehmen.

Für die Messung der Reflexionssignaturen von Blättern wurde die Handlampe *ASD Contact Probe* verwendet. Diese integriert eine künstliche Beleuchtung sowie die Sensoroptik und wird direkt auf der Blattprobe platziert. Mit diesem Aufbau sind Messungen unter kontrollierten Bedingungen im Feld durchführbar, unabhängig von vorherrschenden Beleuchtungsverhältnissen. Detaillierte Spezifikationen des Instruments sind ASD (2007) zu entnehmen.

Für die Kalibrierung des Spektroradiometers wurde ein Spectralon™ Weißstandard verwendet. Dieses Material reflektiert nahezu 100-prozentig die einfallende Strahlung über den Wellenlängenbereich von 350 - 2500 nm. Das Streuverhalten des Standards ist fast lambertsch.

Um die von Materialien und Oberflächen reflektierte elektromagnetische Strahlung zu bestimmen, muss einerseits der Strahlungsgewinn, andererseits der reflektierte Anteil dieser Strahlung bekannt sein. Dazu wird ein Weißstandard horizontal über der Oberfläche platziert und gemessen. Anschließend wird die Oberfläche bei gleicher Einstrahlung und Sensoranordnung gemessen. Der reflektierte Strahlungsanteil ρ berechnet sich aus dem Quotient der Oberflächenmessung DN_{OF} und der Weißstandardmessung DN_{ws} (Gleichung III-1). Um absolute Reflexionswerte abzuleiten, muss das Absorptionsverhalten des Weißstandards CAL_{ws} berücksichtigt werden. Weiterhin ist zu beachten, dass vor der Messung das Spektrometer zu optimieren ist. Bei diesem Vorgang werden die Detektoren aneinander angepasst und wird der Dunkelstrom quantifiziert sowie geräteintern korrigiert. Der Dunkelstrom ist ein Signal, welches durch die Eigentemperatur des Messgeräts induziert wird.

$$\rho = \frac{DN_{OF}}{DN_{ws} \bullet CAL_{ws}} \quad (\text{III-1})$$

Geländemessungen sind aufgrund der zu berücksichtigenden Randbedingungen keineswegs trivial. Verschiedene Regeln sind einzuhalten, um repräsentative Reflexionssignaturen zu messen (ASD 2002):

- Die spektrale Variabilität der Oberflächen ist bei der Erhebung von Referenzmessungen zur radiometrischen Korrektur zu beachten. Spektral gering variierende Oberflächen (künstliche Materialien) sind prinzipiell jederzeit messbar, spektral stark variierende Oberflächen (Vegetation, Wasser oder Boden) erfordern zeitnah zur Bilddatenerhebung liegende Messzeitpunkte.
- Um geländespektroskopische Messungen durchzuführen, sind adäquate Witterungsbedingungen notwendig. Gute Messungen sind nur bei Strahlungswetterlagen und sich langsam veränderndem Sonnenstand (Mittagszeit) zu erzielen. Auch sind geringe Windgeschwindigkeiten notwendig, um den Einfluss von windinduzierten Strukturveränderungen auf das Reflexionssignal zu minimieren.
- Die Messungen sollten mit einem standardisierten Protokoll und Messaufbau (Kalibrierung, Abstand Sensor-Oberfläche, Blickwinkel, adäquate Vorwärmzeit des Gerätes) durchgeführt werden.

Messungen im Labor sind witterungsunabhängig und sind unter kontrollierten Bedingungen durchführbar. Kritisch hierbei ist, dass Proben der Oberfläche ins Labor zu überführen sind. Damit kann nur ein kleiner Ausschnitt der Oberfläche unter

Laborbedingungen gemessen werden. Zudem wird bei der Probenentnahme oftmals die natürliche Struktur verändert. Bei Vegetationsproben können sich die Gehalte biochemischer Inhaltsstoffe ändern, insbesondere der Wassergehalt. Dabei kann die Probe in einem solchen Maß modifiziert werden, dass die gemessenen Reflexionssignaturen nicht mehr repräsentativ für die jeweiligen Oberflächen sind.

Spektrometermessungen zur HyMap-Berlin-Kampagne 2005

Am Tag der Befliegung wurden Geländemessungen für die radiometrische Korrektur und deren Validierung erhoben. Der Messzeitraum von 10:00 - 14:00 Uhr lag etwa zwei Stunden vor und nach dem Sonnenhöchststand. Die Witterungsbedingungen waren optimal, mit wolkenfreiem Himmel und Windstille. Bei der Planung der zu messenden Oberflächen wurde berücksichtigt, dass die Flächen

- groß, zusammenhängend und homogen sind,
- im Nadir und Überlappungsbereich mehrerer Flugstreifen liegen sowie
- hauptsächlich spektral-zeitlich variable, aber auch invariable Oberflächen abdecken.

Die Reflexionsmessungen wurden alle in-situ erhoben. Der Abstand vom Sensor zur Oberfläche, bzw. vom Sensor zum Weißstandard betrug bei vertikal ausgerichtem Sensor jeweils 0.5 m. Je Oberfläche wurden eine Sensoroptimierung und ein Weißabgleich durchgeführt und wurden drei Punktmessungen sowie eine Integralmessung (Sensor wird in Nadirsicht über Oberfläche bewegt) aufgenommen. Im Prozess der Nachbearbeitung und Qualitätskontrolle konnten elf verschiedene Oberflächen als Referenzsignaturen ausgewählt werden. Die Rohspektren wurden gefiltert (Mittelwertfilter 15 nm), Gittersprünge wurden beseitigt und verrauschte Kanäle in den Wasserabsorptionsbanden eliminiert. Anschließend wurden die verfügbaren Punkt- und Integralmessung je Oberfläche zu einer repräsentativen Signatur gemittelt.

Spektrometermessungen zur phänologischen Studie

Während der Geländekampagne zur Baumzustandserhebung (Kapitel III:4) wurden an jedem Messtag Blattspektren aufgenommen. Aus dem oberen Kronenbereich wurden jeweils zehn Blätter entnommen und unverzüglich mit einer Handlampe spektral gemessen. Die Blätter wurden auf einer mattschwarzen Unterlage platziert, die nahezu keine Reflexion im Spektralbereich von 350 - 2500 nm aufweist. In den Rohspektren

wurden die Gittersprünge beseitigt und die zehn aufbereiteten Spektren je Baum und Messtag zu einer repräsentativen Reflexionssignatur gemittelt.

Aufgrund ungünstiger Witterungsbedingungen während der Messfahrten konnten keine Bestandsmessungen durchgeführt werden.

3 Datenaufbereitung

3.1 Geometrische Korrektur der Bilddaten

Das Analyseverfahren dieser Arbeit integriert hyperspektrale Bilddaten und verschiedene Geodaten, beispielsweise ALK-Baumdaten oder geländespektroskopische Messungen. Das Analyseergebnis ist ein räumlich expliziter Datensatz zum Vitalitätszustand der Kastanien, der mit anderweitigen Geodaten verknüpft werden kann. Somit müssen die aufnahmebedingten geometrischen Verzerrungen der Bilddaten korrigiert und die Bildkoordinaten in ein geodätisches Bezugssystem (Grundlage der Landesvermessungsdaten) überführt werden.

Die Aufnahmegeometrie flugzeuggetragener Whiskbroom-Scanner ist teilweise extrem und die geometrischen Verzerrungen der Bilddaten können mitunter komplex sein. Diese resultieren unter anderem aus Roll-, Nick- und Gierbewegungen sowie Relief- oder navigationsbedingten Änderungen der Aufnahmehöhe. Dabei treten verschiedene Effekte auf, beispielsweise Stauchungen oder Streckungen der Bildelemente, Versätze von Bildzeilen oder Überlappungen und Lücken zwischen Bildzeilen (Lillesand und Kiefer 2000). Die Komplexität der geometrischen Verzerrungen verhindert, dass diese mittels polynomialer Transformationsansätze korrigiert werden können. Der Ansatz der parametrischen Orthokorrektur hat sich als Standardlösung zur Korrektur dieser Daten etabliert (Schläpfer und Richter 2002). Das Verfahren ist im Folgenden ausführlich dargelegt.

Parametrische Geokorrektur

Die parametrische Georeferenzierung und Orthorektifizierung rekonstruiert für jedes Bildpixel die exakte Aufnahmegeometrie, unter Berücksichtigung sensorspezifischer und aufnahmegeometrischer Größen, der Fluglageparameter sowie der Geländehöhe (ReSe 2005). Für die Korrektur werden folgende Daten verwendet:

- Fluglageparameter, bestehend aus synchronisierten Daten eines an Bord befindlichen DGPS und INS. Letzteres misst die Bewegungen des Flugzeuges und ermöglicht, variable Blickwinkel und Flughöhen zu rekonstruieren.
- Ein Digitales Höhenmodell, um den Topographieeinfluss auf die Pixelposition zu korrigieren.
- GCPs, um systematische Verschiebungen der Hilfsdaten zu eliminieren.

Die Rohdaten, Fluglageparameter, das DHM sowie die GCPs werden miteinander in Beziehung gesetzt, um die Aufnahmegeometrie jeder einzelnen Bildzeile zu rekonstruieren. Im Ergebnis des ersten Korrekturschrittes wird ein Vektor berechnet, der den Weg zwischen Pixel und Sensor beschreibt. Dieser wird anschließend auf das Höhenmodell projiziert. Dabei wird ein Datensatz (Mapping-Array) errechnet, in dem die neu berechnete Lageinformation der Bildelemente auf Basis der Geometrie des Höhenmodells abgebildet ist. Starke Bewegungen der Plattform können Lücken zwischen den Bildzeilen verursachen. Um diese zu schließen, muss in einem zweiten Korrekturschritt ein Resampling des Datensatzes durchgeführt werden. Neben etablierten Methoden, beispielsweise dem *Nearest Neighbour*-Verfahren oder der *Cubic Convolution*-Methode (Lillesand und Kiefer 2000; Richards und Jia 2005), steht in PARGE die Methode der *bilinear interpolated gaps* zur Verfügung. Dabei wird die Neuberechnung der Grauwerte nur für die Lücken durchgeführt und somit auf ein Minimum reduziert. Dieses Resampling-Verfahren erhält ein Maximum der originalen Spektralinformation und vermeidet gleichzeitig weitestgehend Blockstrukturen. Für weiterführende Beschreibungen der Korrekturmethode wird auf Schläpfer und Richter (2002) verwiesen.

In die Korrektur der HyMap-Daten wurde ein DHM mit 25 m räumlicher Auflösung eingebunden, welches auf eine geometrische Auflösung von 3.5 m gerechnet wurde. Diese gegenüber der Bilddatenauflösung geringere Auflösung entspricht einer Empfehlung von Schläpfer und Richter (2002), um Datenverluste bei Doppelbelegungen von Koordinaten in der finalen Projektion zu vermeiden. Zur Optimierung der Fluglageinformationen wurden für jeden Datensatz etwa 30 Passpunkte eingesetzt. Geokodierte digitale Orthophotos dienten als Datenbasis zur Bestimmung der GCPs.

Für die Korrektur der sechs HyMap Datensätze wurde zur Grauwertinterpolation die Methode *bilinear interpolated gaps* gewählt. Die finale geometrische Auflösung beträgt entsprechend der Auflösung des DHM 3.5 m. Ein zusätzliches Produkt der Korrektur ist ein Datensatz, in dem die Aufnahmewinkel je Bildelement gespeichert sind. Dieser wird

für die radiometrische Korrektur und zur Korrektur der zeilenweisen Bildpunktversätze in den Hyperspektraldaten benötigt (Kapitel V:2).

Validierung der geometrischen Korrektur

Zwei unabhängige Datensätze und Vorgehensweisen wurden eingesetzt, um die Korrekturgüte abzuschätzen. Eine visuelle Validierung offenbart systematische Fehler und ermöglicht zügige Begutachtungen des kompletten Datensatzes. Hierzu wurden die georeferenzierten ATKIS-Vektordaten des Berliner Straßennetzes den korrigierten HyMap-Daten überlagert. Für alle Datensätze konnte eine sehr gute Genauigkeit mit Restfehlern weitgehend im Subpixelbereich festgestellt werden.

Um die Korekturgüte mit statistischen Maßzahlen zu beschreiben, wurde ein passpunktbasiertes Verfahren eingesetzt. Hierzu muss ein unabhängiger Satz von GCPs verwendet werden, der nicht in den Korrekturprozess eingebunden wurde. Mit dem RMSE (engl. *Root Mean Squared Error*) kann der geometrische Restfehler des korrigierten Datensatzes beschrieben werden. Dieser gibt den Betrag der mittleren Abweichung der realen Lage des Passpunktes zur vorhergesagten Lage im georeferenzierten Datensatz an.

Tabelle III-4: Maße zur geometrischen Genauigkeit der HyMap-Daten. Mittlerer Lagefehler in X- und Y-Richtung sowie Gesamtfehler.

Streifen	n	RMSE-X [m]	RMSE-Y [m]	RMSE-gesamt [m]
1	15	2.76	3.33	4.32
2	15	4.96	2.88	5.73
3	15	2.55	1.75	3.09
4	15	2.92	3.05	4.22
5	15	2.12	3.16	3.80
6	15	1.85	2.19	2.86

Basierend auf den digitalen Orthophotos wurden je Datensatz 15 Passpunkte bestimmt. Die daraus ermittelten Genauigkeiten der jeweiligen Flugstreifen sind in Tabelle III-4 angegeben. Die geringen Lagefehler in X- und Y-Richtung sowie der resultierende RMSE liegen für drei Streifen im Subpixelbereich, für drei weitere Streifen im Bereich eines Pixels. Dieses Ergebnis bestätigt den guten visuellen Eindruck der Korrekturgüte.

3.2 Radiometrische Korrektur der Bilddaten

Die mit fernerkundlichen Sensoren gemessenen radiometrischen Größen der Erdoberfläche sind durch die bestehenden Beleuchtungsverhältnisse, die topographischen und atmosphärischen Bedingungen sowie die Aufnahmegeometrie beeinflusst. Aus diesem

Sachverhalt resultiert unter anderem eine eingeschränkte Vergleichbarkeit fernerkundlicher Daten (Lillesand und Kiefer 2000; Richards und Jia 2005).

Der an der Erdoberfläche empfangene Strahlungsgewinn setzt sich zusammen aus direkter Einstrahlung, diffuser Einstrahlung und Streulichteffekten durch die nähere Umgebung. Dieser Strahlungsgewinn wird durch objektspezifische Absorptions-, Reflexions-, und Transmissionseigenschaften verändert. Der Sensor misst die von der Erdoberfläche reflektierte Strahlung wiederum in modifizierter Form, beeinflusst durch atmosphärische Transmissionseigenschaften, Umgebungsreflexion sowie atmosphärisches Streulicht (Tanré et al. 1990).

Der Grad der atmosphärischen Beeinflussung ist räumlich und zeitlich variabel und bei Flugzeugscannerdaten stark heterogen: In den Datensätzen sind teils lange Raumausschnitte mit variablen atmosphärischen Bedingungen abgebildet. Wesentlicher noch ist der Einfluss der großen Blickwinkel. Zwischen Bildelementen im Nadir des Datensatzes und denen im Randbereich existiert ein großer Gradient der Pfadlänge. Innerhalb einer Bildzeile resultieren daraus variable atmosphärische Beeinflussungen (Richter 2005).

In der vorliegenden Arbeit ist eine quantitative Auswertung von sechs Flugstreifen mit unterschiedlicher Fluglagegeometrie vorgesehen, wobei der Analyseprozess auf absoluten Reflexionssignaturen basiert. Eine präzise radiometrische Korrektur ist somit zwingend, um die atmosphärischen Einflüsse zu korrigieren und aus den vom Datenprovider zur Verfügung gestellten Strahldichtewerten absolute Reflexionswerte zu errechnen. Als angemessen wird ein parametrischer Korrekturansatz erachtet, der die physikalischen Prozesse des Strahlengangs bestmöglich rekonstruiert. Im Folgenden wird das Vorgehen der radiometrischen Korrektur mit dem Programm *Atcor-4* (Richter 2005) erläutert.

Radiometrische Korrektur

Basierend auf der Modellierung des physikalischen Zustandes und der Zusammensetzung der Atmosphäre, werden atmosphärische und topographische Effekte korrigiert. Der Modellansatz basiert auf folgenden Datengrundlagen:

- Sensitivitätsdaten des Sensors, um die Strahldichten in Reflexionswerte zu übertragen. Die Daten ermöglichen weiterhin eine exakte Zuordnung der Wellenlängenbereiche je Kanal und die Anpassung von Referenzspektren auf die Sensoreigenschaften. Die Sensitivitätsdaten werden vom Hersteller zur Verfügung gestellt.

- Informationen der Aufnahmegeometrie, um Sonnenazimut und -zenit zu bestimmen sowie die Pfadlänge durch die Atmosphäre zu berechnen. Einige Daten werden im Rahmen der geometrischen Korrektur (Blickwinkel-Datei) errechnet (Kapitel III:3.1), andere werden vom Datenprovider zur Verfügung gestellt.
- Eine programminterne Atmosphären-Datenbank, mit der variable chemische Zustände der Atmosphäre berücksichtigt werden können. Diese Datenbank enthält verschiedene solare Zenitwinkel, Aerosoltypen, Sichtweiten und Wasserdampfgehalte. Die Berechnung basiert auf dem MODTRAN4-Strahlungstransfermodell (Matthew et al. 2000).
- Höhenmodelle, um topographiebedingte Beleuchtungsunterschiede zu berücksichtigen.
- Referenzspektren, um bei fehlerhafter Sensorkalibrierung eine Rekalibrierung zu ermöglichen. Diese Daten müssen vom Nutzer erhoben oder vom Datenprovider erworben werden.

Kategorische Modellgrößen des Korrekturansatzes wurden mit realistischen Werten parametrisiert, beispielsweise wurde das Aerosolmodell *Urban* gewählt. Parallel zum Überflug erhobene Zustandsmessungen der Atmosphäre wurden eingesetzt, um kontinuierliche Modellgrößen zu parametrisieren. Die Wasserdampfschätzung wurde pixelbasiert durchgeführt, da die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Oberflächen sehr variabel sind. Das Relief im Untersuchungsgebiet ist eben und homogen, weshalb kein DHM in die Korrektur einbezogen wurde. Die Aufnahmegeometrie wurden mit den szenenspezifischen Parametern charakterisiert (Tabelle III-3).

Aufgrund einer Fehlkalibrierung (Information vom Datenprovider) traten systematische Fehler auf, die nicht durch Variation der Modellparameter kompensiert werden konnten. Entsprechend wurde eine iterative Rekalibrierung notwendig, um neue Kalibrationskoeffizienten zu berechnen (Richter 2005). Fast alle Referenzflächen liegen in Flugstreifen 2, weswegen dieser zur Ableitung der neuen Koeffizienten verwendet wurde. Werden die Bildspektren den Referenzspektren gegenübergestellt, kann für jeden Kanal eine lineare Übertragungsfunktion berechnet werden. Aus dieser lassen sich die Korrekturkoeffizienten *Gain* und *Offset* ableiten. Die Güte der Übertragungsfunktion wird mit dem Bestimmtheitsmaß (R^2) quantifiziert. Sieben Geländespektren wurden als Referenzspektren verwendet (Abbildung III-2 links). Bei der Auswahl der Referenzsignaturen wurde darauf geachtet, dass diese über den kompletten Wellenlängenbereich maximale Gradienten der Reflexionswerte aufweisen.

Das Bestimmtheitsmaß liegt für alle Kanäle über 0.97 (Abbildung III-2 rechts). Die größere Abweichung bei etwa 1700 - 1950 nm ergibt sich aus der programminternen Grauwertinterpolation in der entsprechenden Wasserabsorptionsbande.

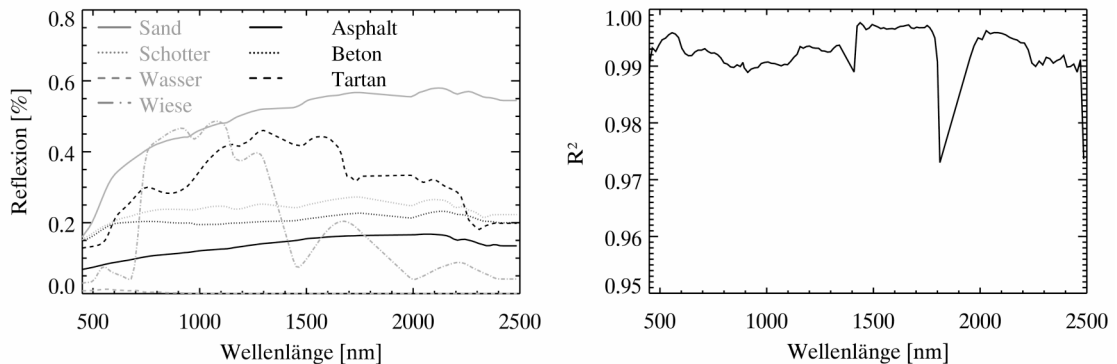


Abbildung III-2: Referenzspektren für radiometrische Korrektur. Links: Geländespektren für Rekalibrierung. Rechts: Bestimmtheitsmaß der Übertragungsfunktion je Wellenlänge.

Validierung der radiometrischen Korrektur

Um die absolute und relative Güte der radiometrischen Korrektur zu prüfen, wurden zwei Verfahren eingesetzt. Im Gelände gemessene Reflexionssignaturen wurden mit den korrigierten Bildspektren verglichen, um die absolute Genauigkeit zu bestimmen. Dabei wurden für alle Vergleichsoberflächen der RMSE und das Bestimmtheitsmaß je Kanal berechnet. Die kanalweisen Fehlerwerte sind in Tabelle III-5 summarisch zusammengefasst.

Tabelle III-5: Maße zur absoluten radiometrischen Genauigkeit der HyMap-Daten. RMSE [% Reflexion].

Streifen	RMSE: arithmetisches Mittel	RMSE: Median	RMSE: Maximum	R^2	n
2	1.26	1.05	5.47	0.98	11
4	2.06	1.55	11.40	0.96	7
6	1.37	1.23	4.56	-	2

In Abbildung III-3 sind alle verfügbaren Referenzwerte und korrespondierende Bildwerte für repräsentative Kanäle in Streudiagrammen dargestellt. Die Übereinstimmung der korrigierten Bildsignaturen mit den Referenzsignaturen ist für diese Anwendung ausreichend. Dies wird auch durch die verschiedenen Gütemaße bestätigt. Das mittlere Bestimmtheitsmaß liegt bei 0.97 und der RMSE variiert zwischen 1.2 % und 2.0 % absoluter Reflexion. Die eingeschränkte Zahl verfügbarer Referenzspektren ist bei der Interpretation der Qualitätsmaße zu beachten: Aus der verfügbaren Spektralbibliothek wurden sieben Spektren für die Kalibrierung verwendet und es verbleiben lediglich vier unabhängige Signaturen. Somit war es erforderlich, bereits zur Kalibrierung verwendete

Signaturen in den Validierungsprozess zu integrieren. Weiterhin waren nicht für alle Flugstreifen Referenzspektren verfügbar, sodass Aussagen zur absoluten Güte nur für die Flugstreifen 2, 4 und 6 möglich sind.

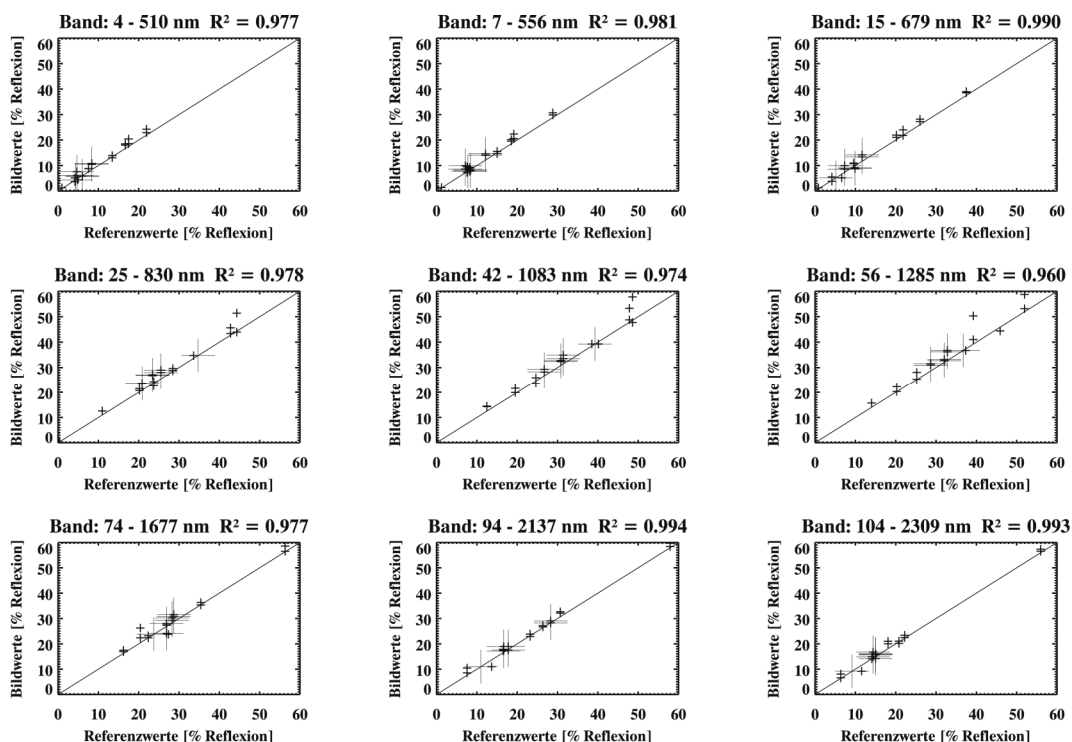


Abbildung III-3: Streudiagramme zur absoluten radiometrischen Genauigkeit der HyMap-Datensätze (2,4,6). X-Achse: Referenzsignaturen. Y-Achse: Bildsignaturen. Überlagert ist die 1:1 Gerade, große Signaturen entsprechen den unabhängigen Referenzmessungen.

Um die relative Genauigkeit der korrigierten Datensätze zu prüfen, wurden 45 Bildspektren homogener Oberflächen aus verschiedenen Flugstreifen im Überlappungsbereich beider Datensätze verglichen. Der RMSE wurde als Qualitätsmaß je Kanal berechnet und summarisch in Tabelle III-6 zusammengestellt. Um Pseudounterschiede aufgrund bidirektioneller Effekte auszublenden, wurden lediglich Bildsignaturen aus dem Nadir der überlappenden Bildbereiche analysiert (Schiefer et al. 2006).

Tabelle III-6: Maße zur relativen radiometrischen Genauigkeit der HyMap-Daten. a) arithmetisches Mittel des RMSE [% Reflexion], b) Median des RMSE, c) Maximum des RMSE.

Flugstreifen	4	5	6
1	0.65 0.42 2.49	0.98 0.73 4.58	0.83 0.68 2.69
2	1.00 0.85 2.98	0.66 0.56 1.99	0.73 0.67 2.76
3	0.85 0.58 4.30	1.00 0.85 3.30	0.85 0.68 4.24

In Abbildung III-4 werden alle korrespondierenden Bildsignaturen für repräsentative Spektralkanäle in Streudiagrammen dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Bildspektren untereinander im Mittel um 1 % (absolute Reflexion) abweichen. Im Mittel

beträgt das Bestimmtheitsmaß für repräsentative Wellenlängenbereiche 0.99. Die maximalen Abweichungen betragen ca. 5 % (absolute Reflexion).

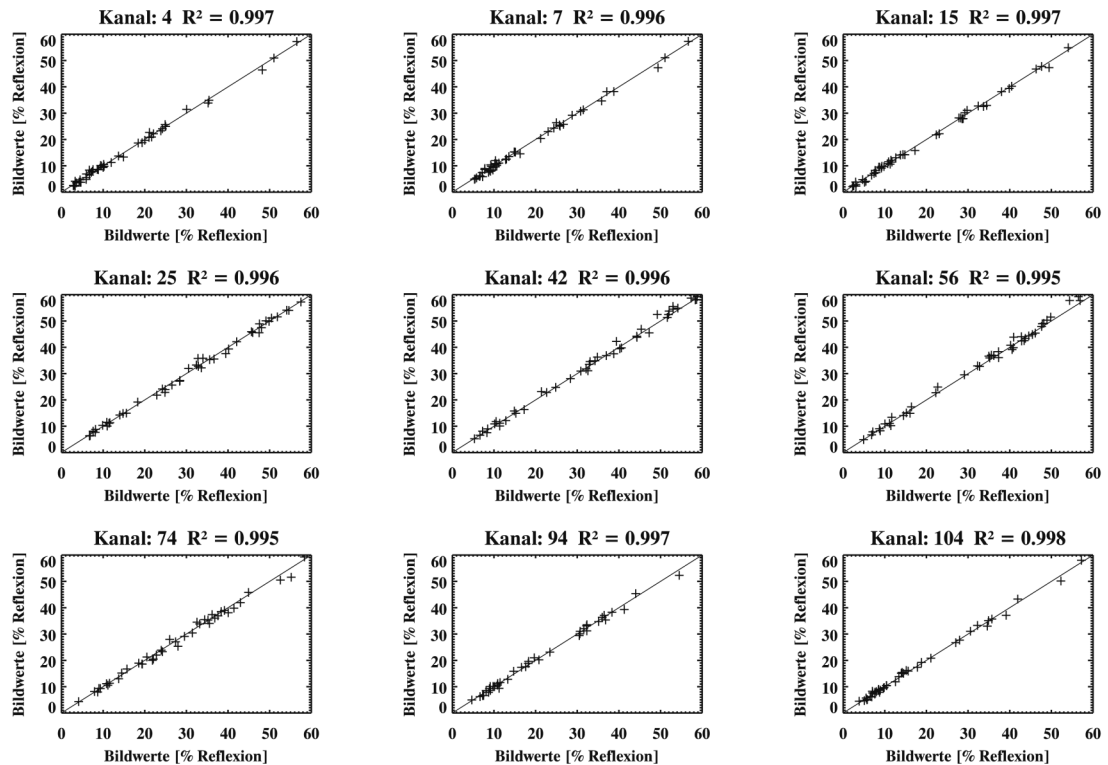


Abbildung III-4: Streudiagramme zur relativen radiometrischen Genauigkeit der HyMap-Datensätze. X-Achse: Reflexionswerte der nord-süd ausgerichteten Flugstreifen. Y-Achse: Reflexionswerte der ost-west ausgerichteten Flugstreifen. Überlagert ist die 1:1 Gerade.

3.3 Spektrenvorverarbeitung

Trotz sorgfältiger Messung lassen sich verschiedene Störeffekte bei der Erhebung von Labor- und Geländespektren nicht vermeiden und sind im Anschluss zu korrigieren. Hierzu zählen gerätespezifisches Rauschen, insbesondere im langwelligen und sehr kurzwelligen Bereich bei geringer Strahlung, Fehlanpassungen der drei Detektoren oder im Signal enthaltene Störbereiche durch atmosphärische Wasserabsorption. Um die Nachprozessierung der gemessenen Spektren effizient zu gestalten, wurde in der Interactive Data Language (IDL) ein Programm entwickelt. Dieses verfügt über eine graphische Benutzeroberfläche und enthält eine Reihe von Möglichkeiten zur Spektrenaufbereitung (Anhang B). Hintergründe zu den wichtigsten Routinen sind im Folgenden beschrieben.

Filterung

Das sehr gute Signal-Rausch Verhältnis des ASD-Spektrometers resultiert in gering verrauschten Spektralsignaturen. Dennoch kann aufgrund des abnehmenden SNR im Wellenlängenbereich von 350 - 400 nm sowie von 2200 - 2500 nm Rauschen im Spektrum auftreten, insbesondere bei geringen Lichtintensitäten (Abbildung III-5). Es ist nicht trivial, das Rauschen im Signal zu minimieren, da auch Absorptionsmerkmale der Form des Rauschens ähneln. Der eingesetzte Filteralgorithmus muss eine effiziente Filterung bei gleichzeitiger Konservierung relevanter Informationen ermöglichen. In verschiedenen Arbeiten wurden Filterverfahren getestet und miteinander verglichen (Tsai und Philpot 1998; Vaiphasa 2006). Auf Basis dieser Ergebnisse wurden im IDL-Programm zwei optionale Filterverfahren implementiert. Dies sind ein gleitender Mittelwertfilter mit variabler Filterweite (Tsai und Philpot 1998) und der Savitzky-Golay Filter (Savitzky und Golay 1964). Die formale Umsetzung ist Anhang B zu entnehmen.

Beseitigung von Gittersprüngen

Die Optik des ASD-Spektrometers besteht aus gebündelten, zufällig verteilten Glasfaserkabeln. Entsprechend erfassen die drei Detektoren verschiedene Raumausschnitte (MacArthur et al. 2007). Bei der Kalibrierung wird der homogene Weißstandard gemessen und die Detektoren werden auf dieser Basis aneinander angepasst. Werden anschließend heterogene Oberflächen gemessen, kann das am Sensor empfangende Signal zwischen den drei Detektoren eine additive oder multiplikative Abweichung besitzen. Diese äußert sich in Sprüngen des Spektralverlaufs im Übergangsbereich der drei Detektoren (Abbildung III-5). Hat das Gerät die notwendige Betriebstemperatur noch nicht erreicht, treten ebenfalls Sprünge zwischen den Detektoren auf. In der Regel ist dieser Effekt zu vernachlässigen. Wird jedoch das Gerät im Feld mit Akkus betrieben, kann oftmals die 90-minütige Vorwärmzeit nicht eingehalten werden. Von ASD (2002) wird ein Verfahren vorgeschlagen, welches eine parabolische Korrektur des ersten und dritten Detektors beinhaltet. Der im IDL-Programm implementierte Algorithmus ist eine modifizierte Variante, die auch die Abweichungen durch heterogene Proben berücksichtigt. Die Beseitigung der Sprünge basiert dabei auf der Drehung der drei einzelnen Spektralbereiche (Abbildung III-5, Anhang B).

Korrektur der Wasserabsorptionsbanden

Bei Geländemessungen treten im Bereich der Wasserabsorptionsbanden um 1450 nm und 1950 nm starke atmosphärische Absorptionsprozesse auf. Die am Sensor gemessene Strahldichte ist entsprechend gering und wird durch das Signal des geräteinhärenten Rauschens überlagert. Die betroffenen Wellenlängenbereiche können verschiedene Datenanalysen einschränken. Mit der entwickelten Software werden die verrauschten Spektralbereiche entfernt und mit interpolierten Werten ersetzt (Abbildung III-5, Anhang B).

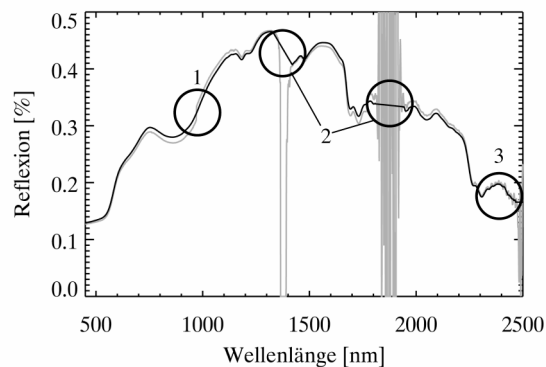


Abbildung III-5: Fehler in Labor- und Geländespektren. Vergleich eines unbearbeiteten (grau) und eines korrigierten (schwarz) Tartan-Spektrums. Korrekturoptionen: Stufenfilter (1), Interpolation der Wasserabsorptionsbanden (2) und Mittelwertfilter (3).

4 Geländemessungen

Die im Gelände erhobenen biochemischen und strukturellen Baumparameter werden in dieser Arbeit für mehrere Arbeitsschritte benötigt:

- Die Kenntnis des phänologischen Verhaltens der Kastanien und möglicher Schadverläufe ist essentiell, um Observierungszeitpunkte zu planen sowie Analyseergebnisse korrekt zu interpretieren.
- Die Daten werden für die Fehleranalyse der verwendeten Strahlungstransfermodelle eingesetzt.
- Die Wertebereiche der Modellparameter sind mit den Geländemessungen zu definieren.
- Mit den Geländeerhebungen werden die Analyseergebnisse validiert.

Die Anforderungen an derartige Geländemessungen sind hoch, insbesondere hinsichtlich der zeitlichen Auflösung, der Repräsentativität, dem Spektrum von Parametern und der Genauigkeit. Im Folgenden wird die durchgeführte Kampagne detailliert beschrieben.

4.1 Kampagnenplanung

Die Auswahl der Testbäume basierte auf verschiedenen Kriterien. Einerseits muss eine statistisch signifikante Anzahl von Bäumen im Messprotokoll integriert sein. Andererseits müssen die Bäume für eine Vielzahl verschiedener Standorte repräsentativ sein. Hierzu sind Bäume in das Erhebungsschema einzubeziehen, die unterschiedlichen Umweltbedingungen ausgesetzt sind (Lyr et al. 1992; Larcher 1994). Aufgrund logistischer Einschränkungen reduziert sich damit jedoch die Anzahl der an einem Tag messbaren Bäume. Die finale Festlegung von elf Testbäumen an vier Standorten stellt einen Kompromiss aus den dargelegten Aspekten dar. Folgende Standorte und Bäume wurden ausgewählt (Abbildung III-1, Anhang A):

- *Grellstrasse (GL, GR)*: Stadtbezirk Pankow; 2 Bäume an einer Straße in dicht bebautem Gebiet; Baumalter etwa 25 Jahre
- *Dom (DL, DM, DR)*: Stadtbezirk Mitte; 3 Bäume auf einer Rasenfläche nahe der Spree; Baumalter etwa 50 Jahre
- *Treskowallee (TL, TM, TR)*: Stadtbezirk Treptow; 3 Bäume in altem Militärgelände, heute Brachfläche; die Bäume sind zugleich Versuchsbäume des Pflanzenschutzamtes; Baumalter etwa 40 Jahre
- *Zeltenplatz (ZL, ZM, ZR)*: Stadtbezirk Mitte; 3 Bäume im Stadtwald; Baumalter etwa 25 Jahre

Zeitplan

Ein Schwerpunkt der Geländemessungen bestand darin, relevante pflanzenphysiologische Parameter über den kompletten phänologischen Zyklus zu erfassen. Dabei mussten die Erhebungen in einer adäquaten zeitlichen Auflösung durchgeführt werden. Diese war wiederum durch externe und praktisch determinierte Aspekte limitiert:

- Die Messungen und die anschließenden laboranalytischen Auswertungen sind zeit- und kostenintensiv.
- Die Witterungsbedingungen müssen für die Messungen geeignet sein.
- Administrative und logistische Aspekte sind bei der Planung zu berücksichtigen.

Der Messzeitraum wurde für Mitte Mai bis Ende September festgesetzt. Damit konnten die Entwicklungsperioden der Blattentfaltung, des Blattwachstums und der Beginn der

Seneszenz erfasst werden. Das Intervall der Messungen wurde entsprechend der genannten Restriktionen auf 14 Tagen ausgedehnt.

Bei den Messungen verschiedener biochemischer Inhaltsstoffe sind tageszeitlich induzierte Schwankungen dieser Stoffe zu berücksichtigen. Betroffen davon ist insbesondere der Wassergehalt, dessen Schwankungen durch Temperatur und Luftfeuchte induziert sind. Auch der Gehalt verschiedener Hilfspigmente variiert in Abhängigkeit der Lichtintensität (Lyr et al. 1992; Larcher 1994). Um Messwerte unter vergleichbaren Bedingungen zu erheben und eine konsistente Datenbasis aufzubauen, müssen die Erhebungen an jedem Baum zur gleichen Tageszeit realisiert werden. Das entwickelte Messprotokoll sieht daher vor, dass ein Baum an jedem Messtag zur gleichen Zeit beprobt wird (Abbildung III-6).

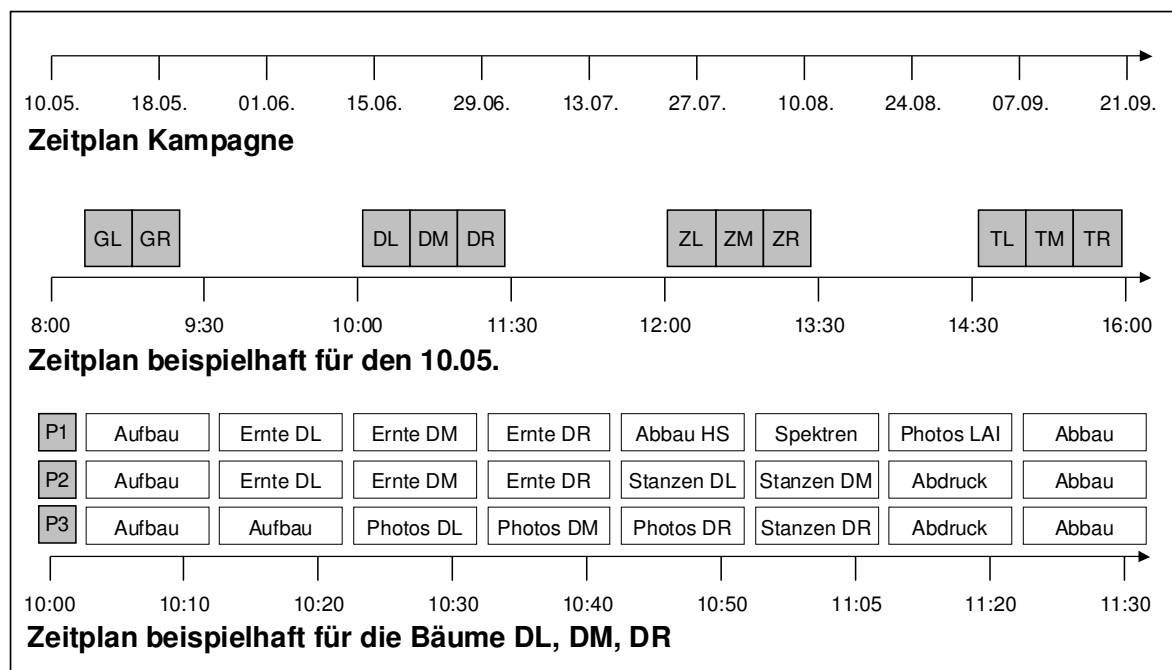


Abbildung III-6: Ablaufschema der Geländeerhebungen. Die Arbeiten wurden auf drei Personen aufgeteilt (P1, P2, P3). HS = Hubsteiger; Stanzen = Probenaufbereitung mit Korkbohrer; Abdruck = Epidermisabdruck; Photos LAI = Hemisphärische Photographie.

4.2 Messmethoden

Das Spektrum der erhobenen Parameter berücksichtigt relevante Modellgrößen sowie die Charakterisierung der aktuellen Umweltbedingungen am Standort. Einige Modellparameter sind von den Umweltbedingungen abhängig. Diesbezügliche Messungen können somit zur Interpretation eventuell auftretender, abnormaler Parameterwerte herangezogen werden (Lyr et al. 1992; Larcher 1994) (Tabelle III-7). Die Messkampagne wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut für Pflanzenphysiologie (Humboldt-Universität zu

Berlin) durchgeführt, entsprechend stand eine umfangreiche Laborausstattung zur Verfügung.

Tabelle III-7: Messgrößen der Geländekampagne.

modellrelevante Parameter	Einheit	Messmethode/Instrument
Chlorophyllgehalt (A+B)	$\mu\text{g}/\text{cm}^2$	HPLC
Frischmasse	g/cm^2	gravimetrisch
Trockenmasse	g/cm^2	gravimetrisch
Wassergehalt	g/cm^2	gravimetrisch
LAI	-	LI-COR LAI-2000
Baumhöhe	m	trigonometrisch
Kronendurchmesser	m	trigonometrisch
Reflexionssignal Blatt	-	ASD Field SPEC Pro II und ASD Contact Probe
Untergrundmaterial	-	visuell
ergänzende Parameter	Einheit	Messmethode/Instrument
Lufttemperatur	$^{\circ}\text{C}$	Hygrolog
Luftfeuchte	%	Hygrolog
Lichtintensität	$\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$	LI-COR LI 250 Photometer
Bewölkung	-	Achtel Unterteilung

In den folgenden Absätzen werden detaillierte Informationen zu den einzelnen Messmethoden dargelegt.

Witterungsbedingungen

Zum Messzeitpunkt wurden am Standort die Lufttemperatur, die Luftfeuchte sowie die Lichtintensität gemessen. Die Lufttemperatur und die Luftfeuchte wurden mit dem integrierten Temperatursensor *Hygrolog* (Rotronic 2007) im Schatten bestimmt. Die Lichtintensität wurde vor, während und nach den Messungen auf einer freien Fläche mit dem LI-COR Li-250 Lichtquantensensor (LI-COR 2004) gemessen. Der Bewölkungsgrad wurde nach der *Achtel-Einteilung* zum Zeitpunkt der Messung bestimmt (Häckel 2005).

Blattflächenindex

Der Blattflächenindex (eng. *Leaf Area Index*, LAI) wurde mit einem LI-COR LAI-2000 Plant Canopy Analyzer (LI-COR 1992) am 15.06 erhoben. Die Witterungsbedingungen (bedeckter Himmel) waren an diesem Tag für die LAI-Messungen geeignet. Mit dem LAI-2000 werden mit einer optisch basierten Methode verschiedene Parameter der Bestandsarchitektur abgeleitet, so der Blattflächenindex oder der Blattstellungswinkel. Der Sensor ist ein zirkulares Fischaugenobjektiv, mit einem Blickwinkel von 0° bis 74° . Der Detektor besteht aus fünf konzentrisch angeordneten Ringen, um die Strahldichte in fünf Winkelbereichen zu messen. Das Prinzip der LAI-Messung basiert auf der Unterscheidung von Blättern und sichtbarem Himmel. Mit einem Filter wird Strahlung im Wellenlängenbereich über 490 nm geblockt, um den Einfluss von an Blättern gestreutem

Licht zu minimieren. Damit erscheinen die Blätter quasi schwarz und maskieren den sichtbaren Himmel. Der Blattflächenindex errechnet sich aus dem Quotient der Strahldichtemessungen unter dem Bestand (B-Messung) zur Referenzmessung über dem Bestand (A-Messung). Für detailliertere Erläuterungen der Funktionsweise des LAI-2000 wird auf LI-COR (1992) verwiesen.

Um den LAI für einen einzel stehenden Baum zu bestimmen, wird von LI-COR (1992) vorgeschlagen, den Baum in jeder Haupthimmelsrichtung entsprechend eines definierten Protokolls zu messen. Der Gesamt-LAI berechnet sich anschließend als Mittelwert der vier Einzelmessungen. Das Protokoll einer Messung setzt sich aus drei A-Messungen, fünf B-Messungen sowie weiteren drei A-Messungen zusammen. Die A-Messungen wurden auf einer benachbarten Freifläche durchgeführt. Für die B-Messungen wurde der Sensor in Höhe des Kronenansatzes gehalten. Für alle Messungen wurde eine 90° Sichtwinkelbegrenzungskappe verwendet, um den Stammbereich auszumaskieren und nur ein Viertel der Krone zu charakterisieren (LI-COR 1992). Da im dicht bebauten Stadtraum oftmals Gebäude im Blickfeld des Sensors liegen, wurde bei der Berechnung des LAI der fünfte Ring nicht beachtet. Die Berechnung des LAI erfordert zusätzlich die Definition der Pfadlängen der Strahlung durch den Bestand. Die Ableitung der Pfadlängen je Baum basierte auf trigonometrischen Messungen (Tabelle III-8).

Blattprobenaufbereitung

Aus dem oberen Kronenbereich wurden zufällig zehn Blätter ausgewählt, um die biochemischen Eigenschaften der Bäume zu bestimmen. Nach der Blatternte wurden die Blätter photographiert und Blattreflexionssignaturen gemessen. Mit einem Korkbohrer (alternative Durchmesser: 19 mm bzw. 5 mm) wurden Blattscheiben für die Laboranalyse aufbereitet. Da der Baum als ganzes charakterisiert werden sollte, wurden die Blattscheiben der zehn Blätter zu einem Probenpool vereinigt und unverzüglich in flüssigem Stickstoff tief gefroren. Die Blattproben, aus denen der Trockenmasse- und Wassergehalt bestimmt werden sollte, wurden in luftdichten Plastiktüten verpackt.

Baumhöhe und Kronendurchmesser

Die Baumhöhe wurde mit einem Hypsometer und der Kronendurchmesser mit einem Maßband bestimmt. Zusätzlich wurde vor dem Baum eine Messlatte platziert und in definiertem Abstand eine Photographie gemacht. Aus den Photos wurden nach dem

geometrischen Prinzip (Kramer und Akca 1995) ebenfalls beide Parameter abgeleitet und für eine Plausibilitätsprüfung der trigonometrisch bestimmten Werte verwendet.

Chlorophyllgehalt

Die Bestimmung des Chlorophyllgehalts wurde im Labor mit einem HPLC-System (engl. *High Performance Liquid Chromatography*) durchgeführt (Waters 2007). Unter Dämmerlicht sind verschiedene Arbeitsschritte notwendig, um den Chlorophyllgehalt zu messen. Dies sind im Einzelnen

- das Abwiegen einer definierte Menge von Blattscheiben je Baum und Messtag,
- das Homogenisieren der Proben in 85 %-igem Aceton unter Zugabe von Magnesiumcarbonat und Quarzsand,
- das Filtrieren der entstehenden Suspension mit einer Fritte (Porenweite 10 - 16 μm) und Bestimmung des exakten Endvolumens sowie
- das Laden der Lösung in den HPLC (Abhängig vom Chlorophyllgehalt 25 μl oder 50 μl) und Erstellen von Chromatogrammen.

Anhand der Absorptionsspektren und Retentionszeit können aus den Chromatogrammen die jeweiligen Pigmente identifiziert werden. Basierend auf Pigmentstandards, Kalibrationsfaktoren, dem Extraktionsvolumen und den Absorptionsflächen der Chromatogramme wurde letztendlich der Chlorophyllgehalt berechnet (Boldt und Voigt 2006).

Trockenmassegehalt und Wassergehalt

Mit einer mechanischen Feinwaage wurden die in einer luftdichten Tüte verpackten Blattproben gewogen. Nach Abzug des Foliengewichtes konnte das Frischgewicht errechnet werden. Die Proben wurden anschließend im Trockenschrank bei 105°C getrocknet bis sich Gewichtskonstanz einstellte. Die trockenen Proben wurden erneut gewogen und so die Trockenmasse bestimmt. Zur Ableitung des Wassergehalts in $[\text{g}/\text{cm}^2]$, wurden beide Messgrößen voneinander subtrahiert und auf die korrespondierende Blattfläche bezogen (Boldt und Voigt 2006).

4.3 Ergebnisse

Die im Messzeitraum erhobenen biochemischen und strukturellen Parameter werden im Verlauf dieser Arbeit zur Parametrisierung und Validierung der Strahlungstransfermodelle

verwendet. Somit ist es erforderlich, die Messwerte auf Plausibilität zu prüfen und zu validieren. Im Folgenden werden die jeweiligen Parameterverläufe sowie Auffälligkeiten begutachtet. Für die biochemischen Parameter können die Ergebnisse von zwei unabhängigen Messverfahren zur Konsistenzprüfung gegenübergestellt werden. Dies sind die laboranalytischen Werte und die aus den Blattreflexionssignaturen abgeleiteten Indexwerte.

Generell ist festzustellen, dass die erhobenen Parameter in ihrem Verlauf einen typischen phänologischen Zyklus widerspiegeln. Der Vergleich der Indexwerte und Laborwerte zeigt, dass keine systematischen Fehler zwischen beiden Messmethoden zur Bestimmung des Chlorophyll- und Wassergehaltes vorliegen. Die Prüfung auf Ausreißer wurde mit dem DIXON-Testverfahren durchgeführt (Dixon 1953), welches für normalverteilte Daten mit geringer Grundgesamtheit vorgeschlagen wird (Sachs 1999). Die Ergebnisse zeigen keine Messfehler an, womit in den nachfolgend dargestellten Verläufen alle gemessenen Werte enthalten sind.

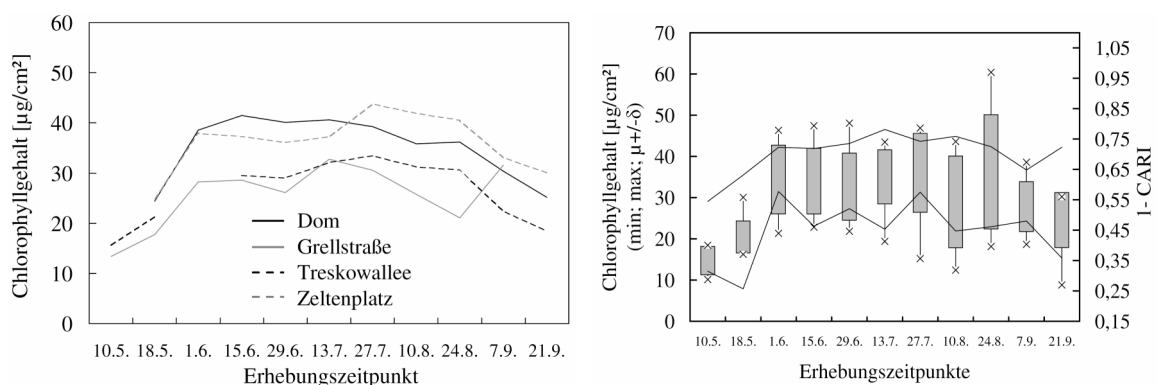


Abbildung III-7: Saisonaler Verlauf des Chlorophyllgehalts von Kastanien. Links: Werteverlauf der einzelnen Standorte. Rechts Boxplot des Chlorophyllgehalts, überlagert mit dem CARI Chlorophyllindex.

Beim Chlorophyllgehalt nehmen die Werte vom Beginn der Messungen bis Anfang Juni zu, was mit dem Zyklus des Blattwachstums korrespondiert. In der anschließenden Periode bis Anfang August sind die Chlorophyllgehalte konstant und ab August findet mit dem Beginn der Seneszenz eine Abnahme des Chlorophyllgehalts statt. Die Streuung der Werte je Messzeitpunkt ist über die komplette Messperiode konstant und erklärt sich aus der berücksichtigten Heterogenität der Testbäume (Abbildung III-7, links). Zudem ist für die belasteten Standorte *Grellstrasse* und *Treskowallee* ein geringerer Chlorophyllgehalt gegenüber den Standorten *Dom* und *Zeltenplatz* feststellbar. Der direkte Vergleich mit unabhängigen Werten des „Chlorophyll Absorption in Reflectance Index“ (CARI) (Kim et al. 1994) zeigt, dass keine systematischen Fehler bei den Labormessungen vorliegen (Abbildung III-7, rechts)

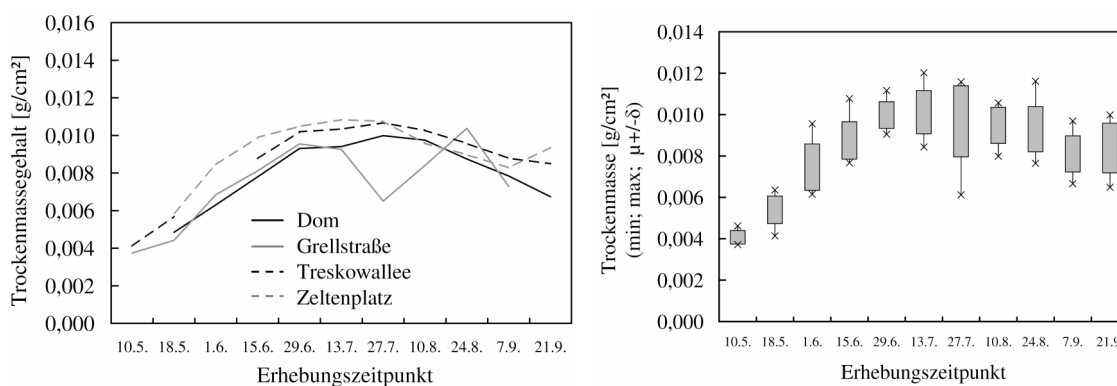


Abbildung III-8: Saisonaler Verlauf des Trockenmassegehaltes von Kastanien. Links: Werteverlauf der einzelnen Standorte. Rechts: Boxplot des Trockenmassegehaltes.

Der Verlauf der Trockenmasse korrespondiert durch die stetige Zunahme der Werte bis Ende Juni mit dem Blattwachstum. Ab dem Zeitpunkt der vollen Blättentfaltung (Anfang Juli) bis zum Ende der Messperiode sind annähernd konstante Werte mit leicht abnehmender Tendenz zu konstatieren. Generell sind die Abweichungen zwischen den Standorten gering (Abbildung III-8, links), mit Ausnahme des Standorts *Grellstrasse*. Ab Mitte Juli variiert der Verlauf der Trockenmasse. Dies erklärt sich einerseits mit dem zunehmenden Befall durch die Kastanienminiermotte, da minierte Blattstellen durch den Verlust des Palisadengewebes charakterisiert sind. Andererseits führte die Salzbelastung am Standort zu einsetzenden Blattrandnekrosen. Aus diesen Blattbereichen sind verschiedene Substanzen entzogen worden, was in einer zusätzlichen Gewichtsreduzierung resultiert. Die zufällige Entnahme der Blätter mit unterschiedlichen Anteilen geschädigter Blattstellen, resultiert folglich in einer Variabilität der absoluten Trockenmassegehalte. Da kein geeigneter Trockenmasseindex vorhanden ist, konnte keine Plausibilitätsprüfung mit den parallel erhobenen Blattreflexionsmessungen durchgeführt werden.

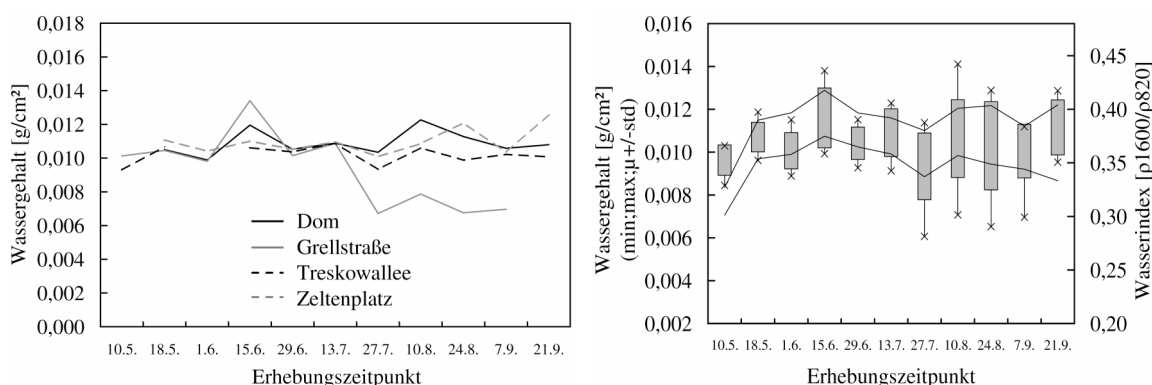


Abbildung III-9: Saisonaler Verlauf des Wassergehaltes von Kastanien. Links: Werteverlauf der einzelnen Standorte. Rechts: Boxplot des Wassergehaltes, überlagert mit dem Wasserindex (1600 nm/820 nm).

Der Wassergehalt nimmt bis etwa Mitte Juni stetig zu und stagniert ab diesem Zeitpunkt bis zum Ende der Messperiode. Generell ist die Variation der Wassergehalte über den Beobachtungszeitraum und zwischen den Standorten gering (Abbildung III-9, links). Ab Mitte Juli weicht der Verlauf des Wassergehaltes für die *Grellstrasse* von den anderen Standorten signifikant ab. Dies ist primär auf den erhöhten Umweltstress rückzuführen. Die Streuung des Wassergehalts im saisonalen Verlauf für alle Standorte kann teilweise mit der lokalklimatischen Situation zum Zeitpunkt der Messung erklärt werden (Abbildung III-10): Die Umgebungsparameter Luftfeuchte und Lufttemperatur beeinflussen durch Quellprozesse die anschließend im Labor gemessenen Wassergehalte. Der Vergleich der Messwerte mit einem spektral basierten Wasserindex zeigt, dass die Laborwerte konsistent sind (Abbildung III-9, rechts).

Für die bestandsstrukturellen Parameter *Baumhöhe*, *Kronendurchmesser* und *Untergrundmaterial* konnte keine signifikante Veränderung festgestellt werden. Der LAI wurde nur zum Zeitpunkt des Überfluges gemessen. Daher sind keine Informationen über den zeitlichen Verlauf darstellbar (Tabelle III-8).

Tabelle III-8: Strukturparameter der Testbäume vom 15.06.2005.

Baum	Baumhöhe [m]	Durchmesser [m]	LAI [-]	Untergrund [-]
GL	6.8	5.5	1.8	Bodendecker
GR	8.0	6.6	1.8	Bodendecker
DL	12.8	11.2	7.1	Rasen
DM	10.5	7.8	7.3	Rasen
DR	12.4	8.2	5.9	Rasen
ZL	7.7	7.7	8.8	Rasen
ZM	9.2	7.6	8.2	Rasen
ZR	8.8	7.0	6.8	Rasen
TL	10.5	8.9	5.1	Beton/Rasen
TM	12.0	9.2	3.2	Beton/Rasen
TR	10.6	12.1	3.8	Beton/Rasen

Die Zusammenstellung der Witterungsparameter Temperatur, Luftfeuchte und Lichtintensität offenbart die hohe Variabilität der Standortbedingungen zwischen den jeweiligen Messzeitpunkten. In Abbildung III-10 sind jeweils die Tagesmittelwerte der Parameter dargestellt.

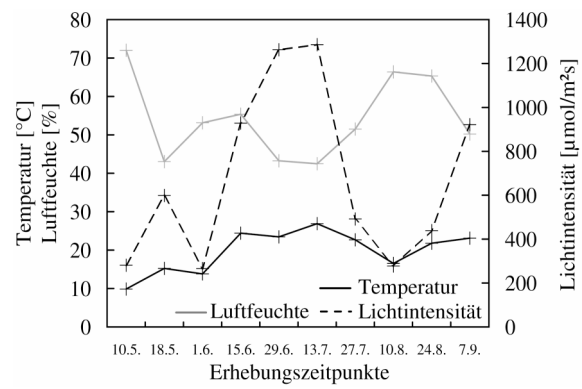


Abbildung III-10: Saisonaler Verlauf von Temperatur, Luftfeuchte und Lichtintensität.

Kapitel IV:

Grundlagen der Reflexionsmodellierung

1 Baumstruktur

Das am Sensor empfangene top-of-atmosphere Signal (TOA) eines Vegetationsbestandes ist eine Funktion verschiedener Faktoren. Bereits im Rahmen der Datenvorverarbeitung wird den atmosphärischen Einflüssen auf das Signal Rechnung getragen. Alle weiteren Faktoren betreffen das top-of-canopy Signal (TOC). Nach Goel (1988, 1989) und Chen et al. (2000) sind dies

- die spektralen Eigenschaften der photosynthetisch aktiven Blätter,
- die Architektur und Struktur des Bestandes sowie die Spektraleigenschaften der Äste, der Zweige, des Stammes, der Blüten und des Untergrundes und
- die Beleuchtungskonstellation und Aufnahmegeometrie.

In den folgenden Kapiteln werden diese drei Aspekte vertiefend betrachtet.

1.1 Blattoptische Eigenschaften

Zur Durchführung fernerkundlicher Vegetationsanalysen ist die Kenntnis der optischen Eigenschaften photosynthetisch aktiver Blätter essentiell. Die optischen Eigenschaften der Blätter bestimmen maßgeblich das Reflexionssignal eines Baumes (Otterman et al. 1995; Asner 1998; Panferov et al. 2001). In den Blättern findet auch ein Großteil der Energie- und Stoffaustauschprozesse statt (Ganapol et al. 1998; Jacquemoud und Ustin 2001). Globale und lokale Modelle, beispielsweise zur Kohlenstoffspeicherung oder Interzeption von Niederschlägen, beinhalten als Parameter pflanzenphysiologische Prozesse, wie die Photosynthese, Evaporation, Respiration oder Nährstoffakkumulation (Peterson und Hubbard 1992). Die teilweise Quantifizierung der Modelle mittels Fernerkundungsdaten basiert somit auf der Ableitung biochemischer Parameter aus optischen Blattsignalen (Fourty und Baret 1998; Liang 2004).

Die auf ein Blatt einfallende Strahlung wird nach der Interaktion mit diesem in absorbierte, reflektierte und transmittierte Strahlungsanteile unterschieden. Die reflektierte Strahlung ist die Summe aus spiegelnder Streuung an der Blattoberfläche und der entgegen der Einstrahlungsrichtung austretenden, diffus im Blatt gestreuten Strahlung. Transmittierte Strahlung ist die diffus im Blatt gestreute und an der Blattunterseite austretende Strahlung (Goel 1989). Die Differenz aus eingestrahelter, reflektierter und transmittierter Strahlung ist der absorbierte Strahlungsanteil (Abbildung IV-1, links). Die wellenlängenspezifische

Intensität der reflektierten und transmittierten Strahlung ist ähnlich, die Intensität der absorbierten Strahlung hingegen invers (Abbildung IV-1, rechts) (Knipling 1970). Im Folgenden wird der Einfluss relevanter Blatteigenschaften auf die optischen Eigenschaften detailliert betrachtet. In Analogie zur Übersicht von Atzberger (Atzberger 1998) werden physikalische Prozesse und Blatteigenschaften separiert aufgegriffen.

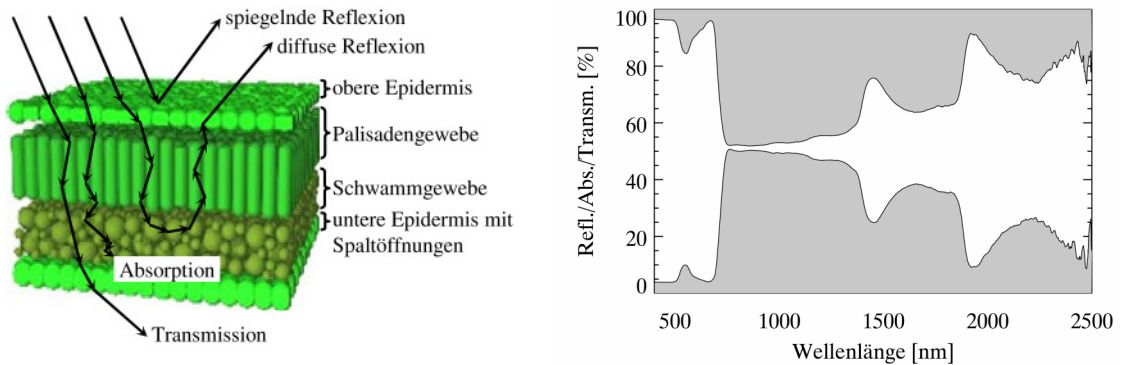


Abbildung IV-1: Interaktion von EMS mit einem dikotylen Blatt. Links: Schematische Darstellung (Miller et al. 2005), verändert. Rechts: Reflexions-, Transmissions- und Absorptionsspektren eines Kastanienblatts.

Physikalische Prozesse

Die Interaktion der einfallenden Strahlung mit dem Blatt kann mit den physikalischen Prozessen *Absorption* und *Streuung* beschrieben werden.

Absorptionsprozesse sind für den wellenlängenabhängigen Verlauf von Blattspektren verantwortlich (Abbildung IV-2). Die verschiedenen Blattinhaltsstoffe absorbieren in unterschiedlichem Maße die Strahlung (Curran 1989). Symptomatisch ist, dass die Absorption vieler Stoffe von der Absorption weniger Stoffe überlagert wird (Fourty et al. 1996). Im Spektralbereich des sichtbaren Lichtes (0.4 - 0.7 μm) sind die Pigmentabsorptionen für die geringen Reflexions- und Transmissionswerte (unter 20 %) verantwortlich. Speziell die Absorption von Chlorophyll A und B dominiert und überlagert die Absorption von Karotin sowie anderen Hilfspigmenten. Im Wellenlängenbereich des nahen Infrarots (0.7 - 1.3 μm) tritt kaum Absorption auf. Typisch sind Werte bis etwa 10 %, verursacht durch geringe Wasserabsorptionen bei 0.97 μm und 1.2 μm sowie die Absorption von Lignin, Zellulose und Stärke (Curran 1989). Im Wellenlängenbereich des mittleren Infrarots (1.3 - 2.5 μm) überwiegt die Absorption von Wasser, mit zwei ausgeprägten Banden um 1.40 μm und 1.94 μm (Curran 1989). Die Absorption des Wassers überlagert die von Zellulose und Lignin. Diese sind jedoch aufgrund ihres charakteristischen Verlaufs durch oberfrequente Absorptionsbanden im mittleren Infrarot erkennbar (Abbildung IV-2, unten-links).

Diffuse *Mehrfachstreuung* ist bei der Interaktion der Strahlung mit dem Blatt bedeutsam. Das Ausmaß dieser Streuung wird durch die Zellstruktur, insbesondere die Anzahl der Zellwände sowie der luft- und wassergefüllten Zellinnenräume bestimmt. Das zellstrukturabhängige Verhältnis von Reflexion und Transmission ist über den kompletten Wellenlängenbereich ähnlich und kann mit dem Brechungsgesetz sowie den Fresnel-Formeln beschrieben werden. Eine beobachtbare Wellenlängenabhängigkeit ist allein durch die Dispersion erklärbar (Grant 1987). Die Blattoberfläche weist kein lambertsches Reflexionsverhalten auf. Die anisotrope Streuung ist vorrangig durch die Oberflächenrauigkeit, die Blatthaare sowie eine mögliche Wachsschicht bedingt. Bei kleinen Observierungswinkeln ist der Einfluss der Oberflächenstreuung im Verhältnis zur diffusen Streuung vernachlässigbar. Das bidirektionelle Verhalten wird daher besonders bei größeren Beobachtungswinkeln relevant (Grant 1987; Bousquet et al. 2005; Combes et al. 2007).

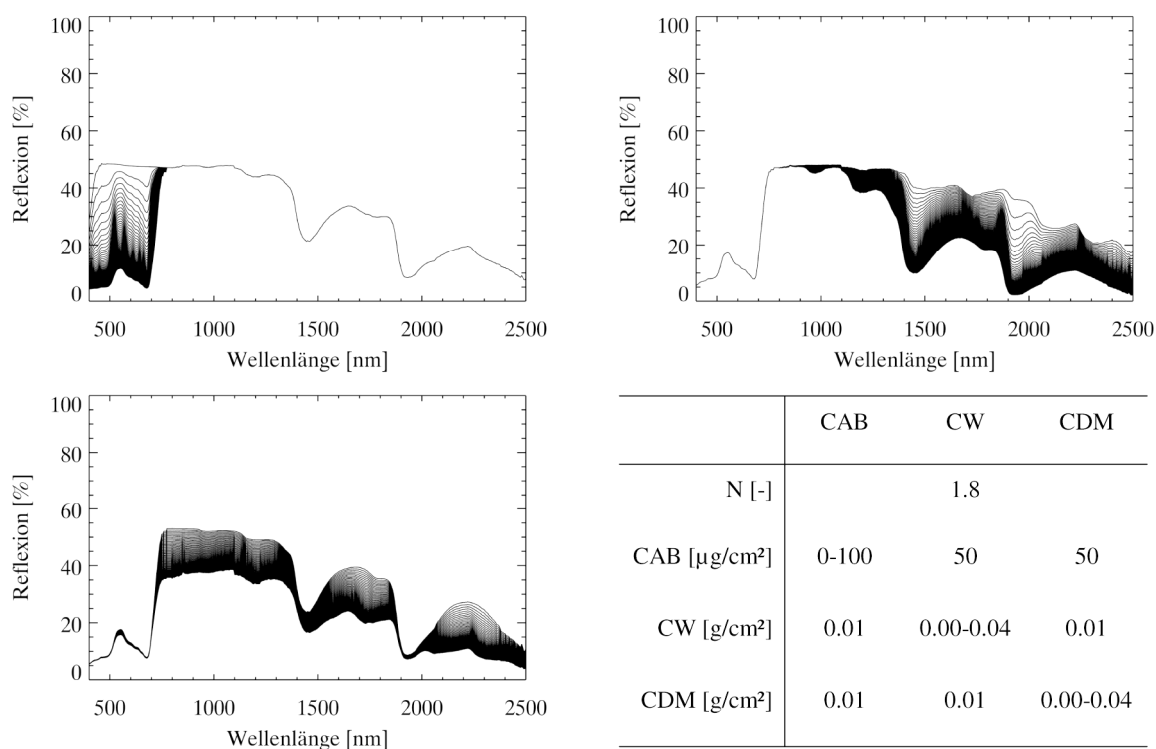


Abbildung IV-2: Blattreflexion in Abhängigkeit variierender Blatinhaltsstoffen. Simulation mit PROSPECT. Oben links: Chlorophyll (CAB). Oben rechts: Wasser (CW). Unten links: Trockenmasse (CDM). Unten rechts: Parameterwerte für die dargestellten Simulationen (Spalten). N entspricht der Zellstruktur.

Blatteigenschaften

Die Eigenschaften eines Blattes (Blattalter, Blattpyp oder Reifestadium) und deren Veränderung modifizieren die Absorptions- und Streueigenschaften und damit das Spektralsignal des Blattes, wie folgt:

- Verschiedene Pflanzenarten zeichnen sich durch unterschiedliche Gehalte von Blattinhaltsstoffen (Pigmente, Wasser, Nährstoffe) aus. Zusätzlich treten phänologisch bedingte Änderungen der Stoffgehalte im Blatt auf. Dies induziert Variationen im Absorptionssignal und geht mit Änderungen der Reflexion und Transmission einher (Gausman und Allen 1973; Grant 1987).
- Die Zellstruktur der Blätter variiert zwischen verschiedenen Pflanzentypen, was unterschiedliche Absorptions- und Streukoeffizienten bedingt (Gausman und Allen 1973). Signifikant verschieden sind einkeimblättrige (monokotyl) und zweikeimblättrige (dikotyl) Pflanzen (Sinclair et al. 1971). Dikotyledonen weisen eine komplexere Zellstruktur mit mehr Hohlräumen auf, die zu erhöhter multipler, blattinterner Streuung führt (Grant 1987). Zusätzlich können phänologisch determinierte Veränderungen der Zellstruktur auftreten. Diese Variationen resultieren hauptsächlich in veränderter multipler blattinterner Streuung und somit in variabler Reflexion und Transmission (Abbildung IV-3).
- Seneszenzprozesse und Stressreaktionen bedingen eine Zu- oder Abnahme von Blattinhaltsstoffen und eine sich verändernde Zellstruktur. Beide Prozesse interagieren oftmals miteinander. Beim Absterben von Blättern treten Austrocknungen der Zellinnenräume auf und die Zellstruktur verändert sich (Abbildung IV-3). Ferner sind Rückkoppelungseffekte dokumentiert, wonach die mengenmäßige Veränderung eines biochemischen Stoffes die Gehalte anderer beeinflusst. Exemplarisch kann die Kopplung von Stärke oder Stickstoff mit dem Chlorophyllgehalt benannt werden (Grant 1987; Curran 1989).

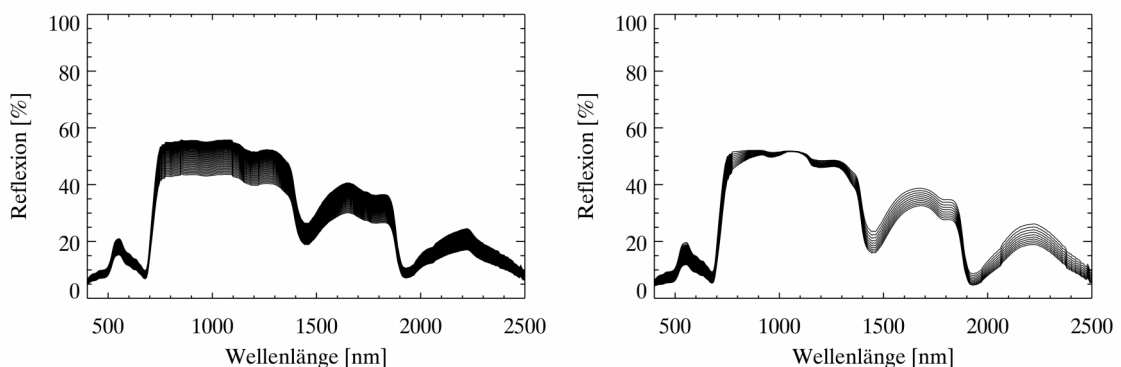


Abbildung IV-3: Blattreflexion in Abhängigkeit struktureller und phänologischer Effekte. Simulation mit PROSPECT. Links: Änderung des Strukturparameters N (korrespondierend mit Blattdicke). Rechts: gekoppelte Änderung von Wassergehalt, Strukturparameter und Chlorophyllgehalt.

1.2 Bestandsarchitektur

Die optischen Eigenschaften von Vegetationsbeständen werden durch die verschiedenen Bestandskomponenten sowie deren Struktur determiniert. Hauptkomponenten eines Baumes sind die Blätter in verschiedenen phänologischen Stadien, Stamm- und Astmaterial, Blütenstände, der Untergrund sowie Schatteneffekte (Verhoef und Bach 2007) (Abbildung IV-4).

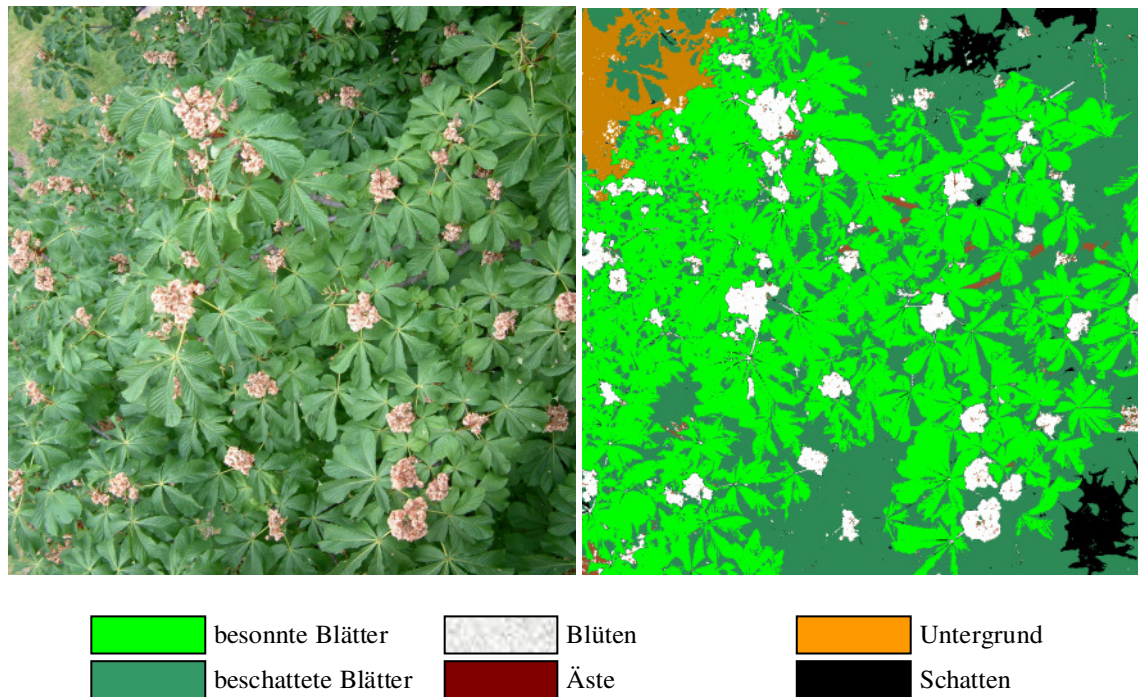


Abbildung IV-4: Kastanienkrone in Nadirsicht. Links: Nadirphoto. Rechts: Klassifikation wichtiger Bestandskomponenten.

Ähnlich wie beim Blatt beschreiben Absorptionsprozesse und Streueffekte die Interaktion der Strahlung im Bestand. Die Blattabsorption ist zeitlich und räumlich variabel und dominiert in der Regel im Bestand. Die Absorption des Untergrundes sowie holziger Materialien ist zeitlich und räumlich konstanter. Die Struktur und Anordnung der Bestandskomponenten, insbesondere der Blätter, ist zur Charakterisierung der Streueigenschaften notwendig. Die Blattstruktur wird dabei mit verschiedenen Parametern beschrieben (Blattflächenindex, Blattstellungswinkel, etc.) (Sinoquet und Andrieu 1993; Asner 1998).

Blattflächenindex

Der Blattflächenindex, erstmals definiert von Watson (1947), quantifiziert die komplette einseitige Blattfläche je definierter Einheit Grundfläche. Der LAI ist ein wichtiger struktureller Parameter, da er einerseits den Einfluss des sichtbaren Untergrundes

bestimmt, andererseits ein Maß für die Menge an Blättern im Bestand ist. In komplex strukturierten Beständen beschreibt der LAI indirekt den Anteil der Blattmasse und des Holzmaterials (Sinoquet und Andrieu 1993). Wenn der LAI einen kritischen Wert überschreitet, im Wellenlängenbereich des sichtbaren Lichts etwa 3, im nahen Infrarot etwa 6, sättigt der LAI auf und der Einfluss auf das Spektralsignal ist vernachlässigbar (Atzberger 1998).

Blattflächenverteilung

Die Blattflächenverteilung charakterisiert die Blattfläche in einem gegebenen Bestandsvolumen. Der Parameter ermöglicht Aussagen zur absoluten räumlichen Verteilung des Blattflächenindex innerhalb des Bestandes. In horizontal homogenen Beständen variiert die Verteilung nur in vertikaler Richtung. In heterogenen Beständen kann die Verteilung in zwei oder drei Raumachsen verschieden sein (Sinoquet und Andrieu 1993). Die Blattflächenverteilung bestimmt die Sichtbarkeit des Untergrundes, die bezogen auf die Bestandsfläche variabel sein kann.

Blattverteilung

Die Blattverteilung ist ein von der Blattflächenverteilung verschiedener, struktureller Parameter. Er beschreibt die räumliche Anordnung der Blätter zueinander. Damit können Überlappungen oder gegenseitige Beschattung der einzelnen Blätter modelliert werden. Der Wertebereich des Parameters wird durch zwei Extrema aufgespannt: Die Blätter können zufällig verteilt sein oder geklumpt mit starker Überlappung und gegenseitiger Beschattung. Bei einer gegebenen Blattfläche charakterisiert der Parameter die Effizienz der Lichtinterzeption im Bestand (Sinoquet und Andrieu 1993).

Blattorientierung

Die Blattorientierung hat signifikanten Einfluss auf die Intensität der reflektierten Strahlung und wird durch den Blattzenit- und Blattazimutwinkel beschrieben (Goel 1989). Die Verteilung der Blattstellungswinkel ist komplex und variiert mit Spezies und Individuum (Goel und Strebel 1984). Die mittlere Blattorientierung im Bestand ist mit der Verteilung des Blattazimuts sowie der Blattneigungsverteilungsfunktion (engl. *Leaf Inclination Distribution Function*, LIDF) zu beschreiben. Für weiterführende Details wird auf Sinoquet und Andrieu (1993) und Atzberger (1998) verwiesen. Die Blattorientierung ist eng verknüpft mit dem bidirektionellen Reflexionsverhalten des Bestandes (Lucht et al. 2000).

Astmaterial

Ast- und Stammmaterial sind weitere Komponenten in Gehölzbeständen. Sie beeinflussen das Reflexionssignal einerseits durch deren spektrale Eigenschaften, andererseits durch die Modifikation der Sichtbarkeit des Untergrundes (Kötz et al. 2004).

Untergrund

Die spektralen Eigenschaften des Untergrundes verändern das Bestandssignal (Goel 1989; Huemmrich und Goward 1997). Dabei kann der Untergrund bei stark heterogenen Beständen direkt sichtbar sein. Auch ist ein Einfluss durch diffuse Streuung im Bestand gegeben, da hierbei die Strahlung mit dem Untergrund interagiert (Goel 1989; Liang 2004). Die Struktur des darüber liegenden Bestandes, speziell der Blätter, bestimmt den Einfluss auf das Bestandssignal.

1.3 Beleuchtungs- und Aufnahmegeometrie

Die Struktur der Vegetation bedingt nicht-lambertsches, anisotropes Reflexionsverhalten. Damit beeinflussen die Beleuchtungs- und Aufnahmegeometrie die Reflexion von Vegetationsbeständen und führen zu bidirektionellem oder konischem Reflexionsverhalten (Atzberger 1998; Lucht et al. 2000). Mit Fernerkundungssensoren wird immer ein Ausschnitt der hemisphärischen Reflexion gemessen, woraus sich die Abhängigkeit der gemessenen Signale von diesen externen Faktoren ergibt.

Die Charakterisierung dieses anisotropen Reflexionsverhaltens wird mit der bidirektionellen Verteilungsfunktion (engl. *Bidirectional Reflectance-Distribution Function*, BRDF) approximiert (Lucht et al. 2000; Liang 2004; Schiefer et al. 2006). Die bestandsspezifische und von der Struktur beeinflusste BRD-Funktion beschreibt das Verhältnis der reflektierten zur einfallenden Strahlung. Dabei werden wellenlängenabhängig der Azimut- und Zenitwinkel, die Einstrahlungs- und Ausstrahlungsrichtung sowie der relative Sonnenazimutwinkel berücksichtigt (Liang 2004; Schiefer et al. 2006). Somit ist die aus verschiedenen Winkeln am Sensor gemessene reflektierte Strahlung eine Funktion der Bestandsstruktur, der Einstrahlungsintensität sowie der Aufnahme- und Beleuchtungsgeometrie. Einen guten Überblick zum Einfluss des solaren Zenitwinkels, des Beobachtungswinkels sowie des relativen Sonnenazimutwinkels auf die Reflexion gibt Atzberger (1998).

Lucht et al. (2000) benennen verschiedene Gründe für das anisotrope Reflexionsverhalten der Vegetation. Relevant ist die Vorwärtsstreuung durch Blätter oder Bodenelemente, die

Volumenstreuung an Blättern und anderen Bestandselementen in geschlossenen Beständen sowie die geometrisch-optische Streuung durch Schattenwurf oder gegenseitige Beschattung. Die letzt genannte Form tritt vor allem in Gehölzbeständen mit ausgeprägter 3D-Struktur auf. Unter realen Bedingungen wirken alle drei Formen der Streuung gleichzeitig.

Die Topographie ist ein zusätzlicher Faktor, der das am Sensor gemessene Signal beeinflusst. Im Vergleich zu horizontal ausgerichteten Oberflächen, bedingen die nicht horizontal ausgerichteten eine relative Änderung des Beleuchtungs- und Beobachtungswinkels (Teillet et al. 1982; Otterman und Brakke 1991; Garcia-Haro und Sommer 2002). In extremen Fällen können Sonnenzenitwinkel größer 90° auftreten, wenn die Flächennormale von der Sonne abgewandt ist. Dann weisen die Oberflächen keinen direkten Strahlungsgewinn mehr auf, sie werden nur noch diffus beschienen.

2 Reflexionsmodellierung

Die optische Fernerkundung von Vegetationsbeständen basiert darauf, dass die mit dem Bestand interagierende elektromagnetische Strahlung mit einem Sensor gemessen wird. Dieses Signal muss anschließend interpretiert werden, um daraus relevante Bestandseigenschaften abzuleiten. Externe Faktoren beeinflussen das am Sensor gemessene Signal und überlagern relevante Informationen. Zudem resultieren mehrdeutige Signale aus Interkorrelationen der Spektraleigenschaften verschiedener Bestandparameter (Goel 1989). Prinzipiell stehen der *empirisch-statistische Ansatz* und der *physikalisch basierte Ansatz* zur Ableitung von Bestandseigenschaften aus Spektralsignalen zur Verfügung (Goel 1989; Liang 2004; Liang 2007).

Der statistische Ansatz korreliert Bestandparameter mit einzelnen Wellenlängen, Vegetationsindizes oder verschiedenen Spektralbereichen. Durch statistische Techniken (Regressions- oder Clusteranalyse) können dann Vegetationsparameter aus den Signalen abgeleitet werden (Goel 1989). Statistische Modelle sind einfach zu erstellen und auf viele Parameter anwendbar. Nachteilig ist, dass die entwickelten Modelle sensor- und bestandsspezifisch sind. Der zu untersuchende Vegetationsbestand muss dem ähneln, der zur Modellentwicklung verwendet wurde (Gobron et al. 1997). Dies verhindert die räumliche und zeitliche Übertragung der Modelle auf heterogene Bestände (Baret und Guyot 1991; Colombo et al. 2003; Houborg et al. 2007). Mitunter werden in den Modellen

Wellenlängenbereiche berücksichtigt, die keinen kausalen Bezug zum Parameter aufweisen (Dorigo et al. 2007).

Der physikalische Ansatz beschreibt die physikalischen Zusammenhänge der Interaktion von elektromagnetischer Strahlung mit dem Bestand. Diese Beziehungen werden in physikalischen Strahlungstransfermodellen formalisiert und ermöglichen die Simulation von Reflexionssignalen als Funktion der Bestandsparameter (Goel 1989; Liang 2004). Der Bestand wird in einem Strukturmodell abgebildet und die Interaktion der Strahlung mit diesem durch physikalische Gesetze beschrieben. Im Vergleich zum statistischen Ansatz ist der physikalisch basierte Ansatz rechenintensiver, komplexer in seiner Umsetzung und benötigt a-priori Informationen zur Parameterverteilung (Liang 2004). Dieser Ansatz ermöglicht jedoch die explizite Knüpfung von Bestandsparametern und Bestandsreflexion (Houborg et al. 2007), unabhängig von den Sensordaten, der Bestandsart und dem Untersuchungsraum.

In den letzten Jahren hat sich der physikalische Ansatz als viel versprechende Methode herausgestellt, speziell bei der Untersuchung komplexer Bestände (Kötz et al. 2004; Meroni et al. 2004; Zarco-Tejada et al. 2004). Vor dem Hintergrund des hochgradig heterogenen Untersuchungsgegenstandes einzelner Kastanien im Stadtraum, erscheint der physikalische Ansatz im Vergleich zum statistischen geeigneter und wird im Rahmen dieser Arbeit angewendet. In den folgenden Kapiteln wird ein theoretischer Überblick über die Modelle gegeben und das genaue Vorgehen dargestellt.

2.1 Blattreflexionsmodelle

Blattreflexionsmodelle beschreiben die Interaktion von elektromagnetischer Strahlung mit dem Blatt. Unter Berücksichtigung optischer Eigenschaften und physikalischer Gesetze werden die hemisphärische Reflexion und Transmission eines Blattes berechnet. Es gibt verschiedene Motive die zur eigenständigen Entwicklung der Blattreflexionsmodelle führten.

- Hinreichend genaue Aussagen auf Bestandsebene sind nur durch adäquate Informationen auf Blattebene realisierbar (Jacquemoud und Baret 1990). Blattreflexionsmodelle ermöglichen die exakte Charakterisierung der Interaktion von EMS mit dem Blatt. Daraus hat sich zur Modellierung der Bestandsreflexion eine Unterteilung in Blatt- und Bestandsmodelle etabliert (Liang 2004).
- Mit der getrennten Anwendung von Blatt- und Bestandsmodellen können Erkenntnisse zur Interaktion von Blatt- und Bestandssignalen gewonnen werden (Ganapol et al. 1998).

- In Blättern sind diverse biochemische Inhaltsstoffe enthalten, deren Anteile auf den Vitalitätszustand der Pflanze hindeuten (Grant 1987; Vogelmann 1993). Die Nutzung von Blattreflexionsmodellen ermöglicht Untersuchungen zum Einfluss physiologischer Prozesse auf die optischen Blatteigenschaften (Curran 1989; Myneni et al. 1989; Jacquemoud et al. 1996).

Zur Modellierung blattoptischer Eigenschaften haben sich verschiedene Modelltypen und Ansätze entwickelt. Einen guten Überblick über existierende Modellprinzipien geben Ustin et al. (1999), Jacquemoud und Ustin (2001), Liang (2004) sowie Miller et al. (2005). Die Spanne reicht dabei von einfachen, rein physikalisch determinierten Modellen, über stochastische Modelle, bis hin zu Ray Tracing Modellen (Abbildung IV-5).

Plate Modelle

Die Grundlage dieses Konzeptes zur modellhaften Darstellung eines Blattes wurde von Allen et al. (1969) entwickelt. Plate Modelle sind reine Strahlungstransfermodelle und repräsentieren das Blatt in mehreren interagierenden Schichten (Abbildung IV-5 a). Diese sind durch spezifische Absorptionseigenschaften sowie lambertsches Reflexionsverhalten charakterisiert. Ein bekanntes Modell dieser Gruppe ist PROSPECT (Jacquemoud und Baret 1990).

N-Fluss Modelle

Grundlage dieses Modellansatzes ist die Kubelka-Munk-Theorie (Kubelka und Munk 1931). N-Fluss Modelle werden auch Modell des Trüben-Mediums genannt und approximieren ein Blatt als Platte mit spezifischen Streu- und Absorptionseigenschaften (Abbildung IV-5 b). Die Beschreibung des Strahlengangs wird mit N-Fluss Gleichungen realisiert, die vereinfachte Annahmen der Strahlungstransfertheorie sind. Bislang erfolgreich umgesetzt wurden 2-Fluss Modelle (Allen und Richardson 1968) und 4-Fluss Modelle (Fukshansky 1991).

Stochastische Modelle

Stochastische Modelle basieren auf der Theorie der Markov-Ketten. Tucker und Garatt (1977) entwickelten das stochastische Modell LFMOD1, das den Strahlungstransfer mit Markov-Ketten simuliert. Das Blatt wird in verschiedene Schichten unterteilt und der Strahlengang im Blatt mit stochastischen Modellen beschrieben. Diese werden zuvor unter Berücksichtigung optischer Eigenschaften definiert (Abbildung IV-5 c). Ein weiterer Vertreter dieser Modelle ist das von Maier et al. (1999) entwickelte SLOP Modell.

Ray Tracing Modelle

Ray Tracing Modelle gehen auf Arbeiten von Haberland (1914), Allen et al. (1970) und Gabrys-Mizera (1976) zurück. In diesen Modellen ist die Blattstruktur so detailliert wie möglich beschrieben (Abbildung IV-5 d). Anschließend wird der Weg einzelner Photonen im Blatt, unter Beachtung optischer Eigenschaften, simuliert. Je größer die Anzahl der Simulationen ist, desto genauer werden die Schätzungen der Reflexion und der Transmission des Blattes. Ein bekanntes Modell dieser Gruppe ist beispielsweise RAYTRAN (Govaerts und Verstraete 1998).

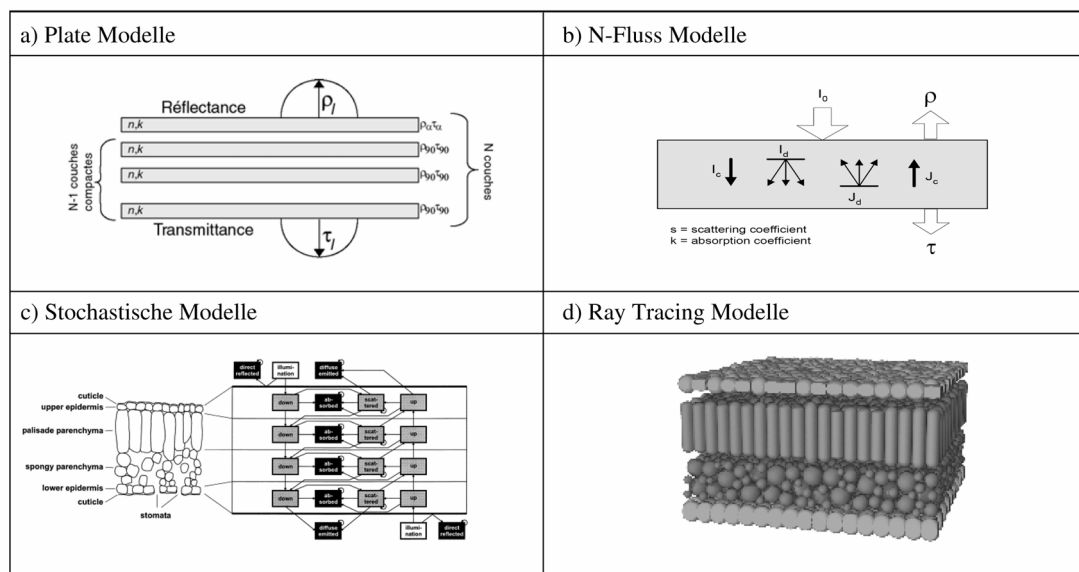


Abbildung IV-5: Konzepte von Blattreflexionsmodellen (Miller et al. 2005), verändert.

Die Modelle unterscheiden sich generell in ihrer Genauigkeit, mit der sie die reale Blattstruktur abbilden. Je einfacher ein Modell aufgebaut ist, desto weniger rechenintensiv und praktikabler ist es, bei gleichzeitiger Verringerung der Ergebnisgüte (Seller 1989). Die Plate-Modelle heben sich aufgrund ihrer Eigenschaften aus den vier Modellkonzepten heraus. Diese Modelle sind invertierbar und können mit Bestandsmodellen gekoppelt werden (Ustin et al. 1999; Jacquemoud und Ustin 2001).

PROSPECT ist das bekannteste Plate-Modell und wird in vielen Arbeiten zur Berechnung der optischen Eigenschaften von Laubblättern verschiedener Spezies verwendet (Meroni et al. 2004; Zarco-Tejada et al. 2004; Miller et al. 2005). PROSPECT modelliert die hemisphärische Reflexion sowie Transmission von Laubblättern im Wellenlängenbereich von 400 - 2500 nm (Jacquemoud und Baret 1990; Jacquemoud et al. 1996). Ein Blatt wird dabei mit N homogenen und in ihrer Ausdehnung unendlichen Schichten sowie N - 1 dazwischen liegenden Lufträumen abgebildet (Abbildung IV-5 a). Den Schichten sind

definierte Streu- und Absorptionseigenschaften zugewiesen. Die Berechnung der Reflexion und Transmission basiert auf vier physikalischen Prinzipien:

- Das Brechungs- und das Reflexionsgesetz charakterisiert die Richtungsverteilung der reflektierten und eindringenden Strahlung, als Funktion des Brechungsindex und des Einstrahlungswinkels (Abbildung IV-6, rechts).
- Mit den Fresnel-Formeln wird die Intensitätsverteilung der gebrochenen Strahlung berechnet.
- Das Lambert-Beer-Gesetz wird zur Quantifizierung der wellenlängenspezifischen Absorption verwendet. Der Transmissionskoeffizient ist mit den Absorptionskoeffizienten verknüpft. Dieser ist die Summe aus den Absorptionskoeffizienten wichtiger Blattinhaltsstoffe (Abbildung IV-6, links).

In dieser Arbeit wird die aktuelle Version von PROSPECT (Jacquemoud et al. 1996) verwendet, die geringfügig modifiziert wurde (Baret und Fourty 1997): Die originalen Absorptionskoeffizienten von Zellulose, Lignin und Protein wurden zum summarischen Parameter *Trockenmasse* zusammengefasst (Baret und Fourty 1997; Jacquemoud et al. 2000). Damit werden vom Modell vier Eingabeparameter benötigt:

- N als einheitsloser Strukturparameter, der die Zellstruktur beschreibt [1.0 - 1.5 für Monokotyledonen und 1.5 - 2.5 für Dikotyledonen]
- CAB als Absorptionskoeffizient für den Gehalt von Chlorophyll A und B [0 - 100 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$]
- CW als Absorptionskoeffizient für den Wassergehalt [0 - 0.04 g/cm^2]
- CDM als Absorptionskoeffizient für das Zellmaterial (Trockenmasse) [0 - 0.04 g/cm^2]

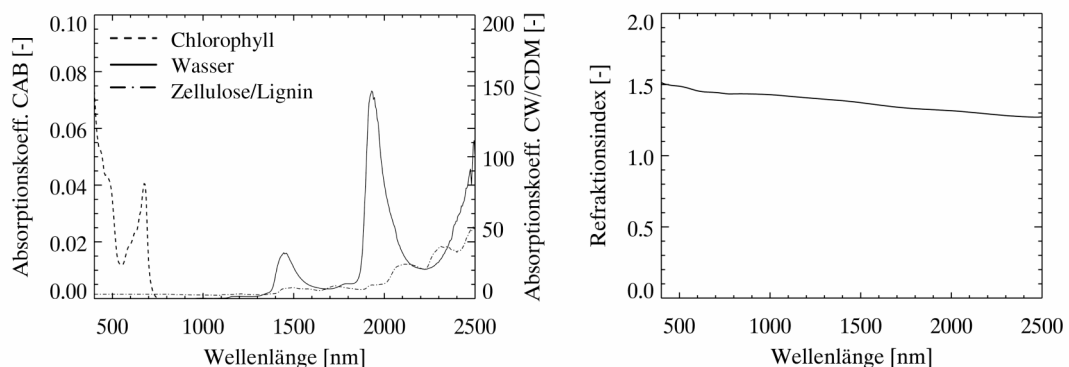


Abbildung IV-6: Wellenlängenabhängigkeit der Modellparametern in PROSPECT. Links: Absorptionskoeffizienten. Rechts: Refraktionsindex. (Jacquemoud et al. 1996).

2.2 Bestandsreflexionsmodelle

Bestandsreflexionsmodelle simulieren die top-of-canopy Reflexion des Bestandes als Funktion seiner Eigenschaften. Berücksichtigte Bestandsparameter sind die Modellergebnisse der gekoppelten Blattreflexionsmodelle, strukturelevante und aufnahme-, bzw. beleuchtungsspezifische Parameter. Die Bestandsreflexionsmodelle können nach der Zusammenfassung von Liang (2004) in Strahlungstransfermodelle, geometrisch-optische Modelle und Computersimulationsmodelle unterschieden werden.

Strahlungstransfermodelle

Strahlungstransfermodelle eignen sich zur Simulation von homogenen, dichten Vegetationsbeständen, beispielsweise landwirtschaftlichen Kulturen wie Getreide oder Mais. In eindimensionalen RT-Modellen wird der Bestand als planparallele, diffuse Schicht approximiert, in der die Blätter mit definierter Klumpung zufällig verteilt sind (Abbildung IV-7, links). Die Bestandsarchitektur wird weitestgehend durch den Blattflächenindex und den Blattstellungswinkel charakterisiert (Pinty et al. 2001; Liang 2004). Ferner werden Grenzeffekte beim Übergang der Strahlung vom Bestand zum Untergrund oder zur Atmosphäre in den Modellen beachtet. Das anisotrope Reflexionsverhalten wird nur eingeschränkt berücksichtigt. Lediglich die Vorwärtsstreuung der Blätter, die Volumenstreuung des Bestandes und die geometrisch-optische Streuung in Form des Hotspot-Parameters sind in Modellen dieser Kategorie umgesetzt (Ustin et al. 1999; Liang 2004; Verhoef und Bach 2007). Die Modelle sind auf horizontal ausgerichtete Bestände ausgelegt (Verhoef 1984; Liang 2004). Durch Topographie hervorgerufene Unterschiede der Albedo können nicht simuliert werden und sind im Rahmen der Datenvorverarbeitung zu korrigieren. Bekannte Modelle dieser Kategorie sind das Suits-Modell (Suits 1971) und das von Verhoef (1984) weiterentwickelte SAIL (*light Scattering by Arbitrarily Inclined Leaves*). In dieser Modellgruppe werden die Vegetationsbestände sehr vereinfacht dargestellt. Dies erlaubt die Invertierung bei geringen Rechenzeiten. Das reduzierte Spektrum modellierbarer Bestände und die limitierte Genauigkeit der Modellergebnisse sind Nachteile dieser Modelle.

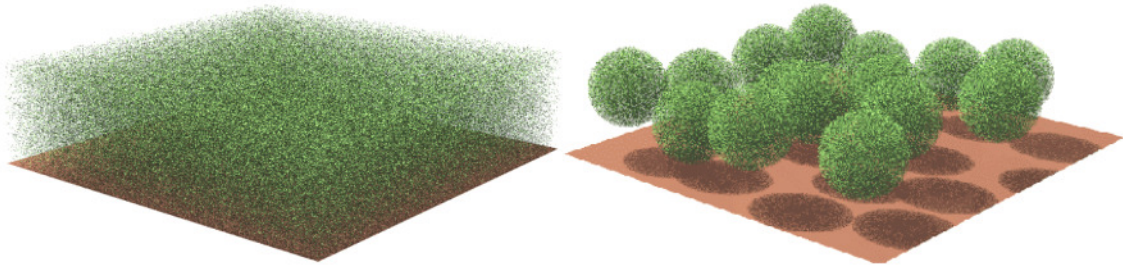


Abbildung IV-7: Repräsentation eines Vegetationsbestandes in RT-Modellen. Links: 1D RT-Modell. Rechts: 3D RT-Modell. (RAMI 2007).

Diverse Modifikationen und Erweiterungen der 1D RT-Modelle haben sich etabliert, um die optischen Eigenschaften offener und unregelmäßiger Bestände zu simulieren (Liang 2004; Malenovsky et al. 2007). Vertikal ungleichmäßig strukturierte Bestände werden in mehreren horizontal homogenen Schichten approximiert. Die übereinander liegenden, diffusen Schichten bilden den Bestand hinreichend genau ab, wenn Grenzeffekte berücksichtigt werden. Das 2M-SAIL ist ein Beispielmmodell dieser Art (Verhoef 1985; Weiss et al. 2001).

Bestände mit variabler horizontaler und vertikaler Struktur sollten nach Kimes und Kirchner (1982) in kleine regelmäßige Zellen zerlegt werden. Diese Idee wurde von Gastellu-Etchegorry et al. (1996) mit dem DART-Modell (*Discrete Anisotropic Radiative Transfer*) realisiert. Der Bestand wird in kleine Zellen aufgeteilt, die unterschiedliche Komponenten der Landschaft enthalten. Die modellhafte Abbildung der Zellen gleicht der der diffusen Schichten in 1D RT-Modellen. 3D Strahlungstransfergleichungen modellieren die Interaktion der Zellen untereinander, bzw. den Strahlengang zwischen den Zellen (GastelluEtchegorry et al. 1996). Das anisotrope Reflexionsverhalten der Bestände ist mit diesem Konzept gut modellierbar. Damit können die optischen Eigenschaften heterogener Bestände mit einer einfachen Parametrisierung hinreichend genau simuliert werden. Speziell für das DART-Modell werden jedoch die zeitaufwendigen Berechnungen als nachteilig angegeben (Kimes et al. 2002; Liang 2004; Malenovsky et al. 2008).

Geometrisch-optische Modelle

Mit den geometrisch-optischen (GO) Modellen besteht ein alternatives Modellkonzept zur Charakterisierung heterogener Bestände. Die Basisannahme der GO-Modelle ist, dass ein Bestand aus einer Anzahl gleichmäßiger, geometrischer Körper besteht (Liang 2004). Im einfachsten Fall werden die optischen Eigenschaften als flächenbezogenes, gewichtetes Mittel aus den vier Bestandskomponenten *beleuchtete/beschattete Krone* und *beleuchteter/beschatteter Untergrund* berechnet. Die Kronen werden als einfache

geometrische Körper approximiert, etwa als Kugel oder Zylinder (Abbildung IV-7, rechts) (Li und Strahler 1985, 1986; Huemmrich 2001). In komplexeren Modellen werden neben den geometrischen Effekten auch Strahlungstransferprozesse berücksichtigt und verschiedene Kronenformen oder gegenseitige Beschattung zugelassen (Li und Strahler 1992).

Computersimulationsmodelle

Computersimulationsmodelle ermöglichen die Modellierung der optischen Eigenschaften sehr komplexer Bestände, unter Berücksichtigung ihres anisotropen Reflexionsverhaltens (Disney et al. 2000). Dabei haben sich die Monte Carlo Ray Tracing Methode und die Radiosity Methode etabliert (Liang 2004). In beiden Fällen wird der Aufbau des Bestandes so exakt wie möglich in einem Strukturmodell beschrieben, etwa die Anordnung und Größe jedes einzelnen Blattes oder Astes (Abbildung IV-8). In der Modellrechnung wird, unter Berücksichtigung physikalisch-optischer Gesetze, der Weg von Photonen in der modellierten Umgebung berechnet (Disney et al. 2000). Dieser Modellansatz ermöglicht die Abbildung komplexer Bestände, wobei sehr genaue Ergebnisse erzielt werden können. Nachteilig sind die immense Rechenzeit und die große Anzahl von Modellparametern, die eine Invertierung des Modells aus heutiger Sicht gewissermaßen unmöglich macht (Liang 2004; Miller et al. 2005).



Abbildung IV-8: Computersimulation eines Vegetationsbestandes (Disney et al. 2006).

Zur Abbildung der optischen Eigenschaften von Kastanienbeständen sind Strahlungstransfermodelle mit geometrisch-optischer Erweiterung geeignet. Sie

ermöglichen eine adäquate Ergebnisgüte bei gleichzeitig geringer Rechenzeit. Entscheidend ist auch, dass die Struktur der Kastanienbestände die Modellannahmen eines 1D RT-Modells nicht verletzt: Die Krone ist in einem spektral reinen Bildelement abgebildet und von überwiegend spektral reinen Bildelementen umgeben, wenn ein mittlerer Kronendurchmesser von 8.5 m (Testbäume dieser Arbeit) sowie eine Pixelgröße von 4 m (HyMap) angenommen wird. Innerhalb des Pixels ist ein Bestandsausschnitt mit einer annähernd homogenen Verteilung von Blättern und Ästen repräsentiert.

Als Modell wurde SAIL (Verhoef 1984) gewählt, welches die TOC Reflexion und Transmission eines Vegetationsbestandes simuliert. Die optischen Eigenschaften des Bestandes werden dabei als Funktion seiner strukturellen und aufnahmespezifischen Eigenschaften beschrieben, unter anderem durch die Aufnahme- und Beleuchtungsgeometrie, den Anteil diffuser Himmelsstrahlung, den Untergrund sowie blattstrukturelle Parameter. SAIL basiert auf dem Suits-Modell (Suits 1971), dessen Basis wiederum die Kubelka-Munk Theorie (KM) ist. Die Strahlung innerhalb eines definierten, trüben Mediums wird in abwärts und aufwärts gerichtete Strahlungsflüsse unterteilt. Aufbauend auf den Arbeiten von Allen et al. (1970), berücksichtigt das Suits-Modell zusätzlich die direkte Sonnenstrahlung sowie den zum Sensor gerichteten Strahlungsanteil. Verhoef erweiterte das Suits-Modell, indem er im Medium zufällig orientierte Blätter, bzw. Blattausrichtungen entsprechend verschiedener Blattstellungswinkelverteilungen zulässt (Verhoef 1984).

Das anisotrope Reflexionsverhalten der Vegetation verursacht in speziellen Situationen extreme Helligkeitsgradienten innerhalb einer Baumkrone. Bedeutsam ist hierbei die Exposition der Kronenbereiche zur Sonne in Kombination mit den teils großen Aufnahmewinkeln von Zeilenscannern. Die Modellierung dieser direktionellen Effekte ist aufgrund der SAIL zugrunde liegenden KM-Theorie nur eingeschränkt möglich (Liang 2004). Neuere Versionen von SAIL können diese Effekte ausgleichen (Verhoef und Bach 2007). Das für diese Arbeit zur Verfügung stehende SAIL-Modell erlaubt jedoch lediglich eine beschränkte Abbildung der anisotropen Reflexionseigenschaften. Um dieses Problem zu kompensieren wurde dem SAIL-Modell ein geometrisch-optisches Modell nachgeschaltet (Kapitel V:4).

2.3 Invertierungsansätze

Der Bezug von Bestandsparametern und optischen Eigenschaften wird bei Strahlungstransfermodellen durch die Interaktion von elektromagnetischer Strahlung mit

einem Vegetationsbestand geschaffen (Verstraete et al. 1996; Combal et al. 2003). Eine Vielzahl von Parametern determiniert die Interaktion der Strahlung in natürlichen Beständen. Nach Verstraete et al. (1996) und Combal et al. (2003) wird dieser Sachverhalt formalisiert mit:

$$Z = f(X, S) + \varepsilon \quad (\text{IV-1})$$

Danach ist die Reflexion Z eine Funktion von Bestandsvariablen X (strukturelle und biochemische Parameter) und der Messkonfiguration S (Aufnahmegeometrie und Beleuchtungsverhältnisse). Messungenauigkeiten seitens des Sensors (Signal-Rausch Verhältnis, Vorverarbeitung) oder Ungenauigkeiten des Modells (Approximation) werden im Fehlerterm ε berücksichtigt. Die Inversion der Modelle nach Gleichung IV-1 ermöglicht die Schätzung von Bestandsparametern aus radiometrischen Messungen. Die Zuverlässigkeit der Parameterschätzungen ist jedoch nur dann gewährleistet, wenn drei von Hadamard (1902) definierte Voraussetzungen erfüllt sind: Es existiert nur eine Lösung, diese Lösung ist eindeutig und die Lösung ist abhängig von den Daten.

Invertierungsprobleme entsprechen der Auflösung von überbestimmten Gleichungssystemen. Combal et al. (2003) geben hierfür verschiedene Gründe an:

- Mehrere Bestandsvariablen werden zur Berechnung eines Reflexionswerts eingesetzt. Somit existiert nicht zwingend nur eine richtige Lösung, da verschiedene Parameterkombinationen zum gleichen Ergebnis führen können.
- Modell- und Messungenauigkeiten führen zu variierenden Schätzungen der Parameterwerte. Somit existiert keine eindeutige Lösung.
- Das physikalische System wird in einem Modell vereinfacht dargestellt. Dies verhindert, dass alle Einflussgrößen berücksichtigt werden, die eine mögliche Lösung determinieren.

Die Überbestimmtheit der Gleichungssysteme (ill-posed Problem) erfordert eine Ausgleichsrechnung (Verstraete et al. 1996). Nach Kuusk (1991) bedarf es drei Voraussetzungen, um das Gleichungssystem zu invertieren:

- Es muss ein gutes Modell vorliegen.
- Ein Set kalibrierter Reflexionswerte ist notwendig.
- Eine geeignete Invertierungsroutine ist erforderlich.

Die erste Forderung ist erfüllt, da hinreichend getestete und validierte Modelle genutzt werden (Jacquemoud et al. 1995; Jacquemoud et al. 2000; Pinty et al. 2001; Pinty et al. 2004). Die hohe Qualität der vorverarbeiteten Hyperspektraldaten erfüllt die zweite Voraussetzung. Die folgenden Ausführungen diskutieren verschiedene Invertierungs-strategien, um die dritte Voraussetzung zu erfüllen.

Zur Ausgleichsrechnung existieren verschiedene Ansätze. Sie unterscheiden sich in ihrer Komplexität, Rechenintensivität und Genauigkeit. Kimes et al. (2000), Combal et al. (2003), Liang (2004) sowie Schlerf und Atzberger (2006) geben einen guten Überblick zu verfügbaren Optimierungsmethoden, wonach zwei Modellgruppen zu unterscheiden sind. Die erste Gruppe beinhaltet numerische Verfahren (Privette et al. 1994) und den Ansatz der so genannten *Look-up-tables* (LUT) (Weiss et al. 2000; Koetz et al. 2006). Die Schätzung der Parameter basiert auf der Minimierung einer Kostenfunktion zwischen simulierter und gemessener Reflexion. Die zweite Gruppe enthält Techniken wie nutzerdefinierte Indizes oder Neuronale Netze (Gong et al. 1999; Kimes et al. 2002; Schlerf und Atzberger 2006). Dabei wird während der Kalibrierung eine Kostenfunktion zwischen simuliertem und gemessenem Parameter über eine Anpassung von Modellkoeffizienten minimiert (Weiss et al. 2002).

Aktuell existieren keine vergleichenden Untersuchungen dieser Invertierungsansätze (Liang 2004), womit die absolute Genauigkeit der Verfahren nicht genau quantifizierbar ist. Um eine adäquate Methode zu bestimmen, sind daher Aspekte wie Umsetzbarkeit, Komplexität, mathematische Genauigkeit, Rechenintensität und Erfahrungen von Nutzern heranzuziehen (Kimes et al. 2000; Liang 2004). Das Konzept der Look-up Tabellen erscheint aus verschiedenen Aspekten geeignet. Diese sind:

- sind einfach zu implementieren,
- können Simulationen von gekoppelten Modellen beinhalten,
- ermöglichen die Integration von a-priori Informationen im Modellansatz und
- schließen aus, dass sich das Verfahren in lokalen Minima verfängt.

Nachteilig am Konzept der LUT sind die hohen Rechenzeiten und der benötigte Speicherplatz.

Eine LUT wird vor der eigentlichen Invertierung berechnet. Mit einem gegebenen Set von Parameterkombinationen werden die Modelle im Vorwärtsmodus angewendet. Die simulierten Reflexionssignaturen und zugrunde liegende Parameterkombination werden in der LUT abgespeichert. Der Prozess der Invertierung gleicht einem Suchprozess, wobei

real gemessene Spektralsignaturen mit bereits simulierten verglichen werden. Das Ziel ist eine Parameterkombination zu finden, deren korrespondierende simulierte Spektralsignatur am besten zum gemessenen Spektrum passt (Liang 2004). Die Anzahl der simulierten Spektren muss sehr groß sein, um hinreichend gute Ergebnisse der Parameterschätzung zu erzielen (Weiss et al. 2000; Combal et al. 2002).

Die Suche nach geeigneten simulierten Spektren basiert auf der Minimierung einer Kostenfunktion. Für eine gemessene Spektralsignatur ρ wird der RMSE zwischen dieser und jedem simulierten Spektrum $\hat{\rho}$ für alle Kanäle nb berechnet (Gleichung IV-2).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{nb} \cdot \sum_{i=1}^{nb} (\rho - \hat{\rho}_i)^2} \quad (IV-2)$$

Die Lösung des Invertierungsproblems ist ein Parameterset, dessen korrespondierende Spektralsignatur die kleinste Abweichung zum gemessenen Signal aufweist. Die gefundenen Parameter sind mit hoher Wahrscheinlichkeit repräsentativ für das gemessene Spektrum. Jedoch ist die Lösung aufgrund der Überbestimmtheit des Gleichungssystems nicht immer eindeutig. Daher wird vorgeschlagen, die besten Lösungen als repräsentativ anzunehmen und ein statistisches Mittel der ersten Parameterkombinationen als Lösung zu definieren (Weiss et al. 2000; Combal et al. 2003; Darvishzadeh et al. 2008).

Die Ergebnisgüte des Invertierungsprozesses kann erhöht werden, indem eine Vorauswahl von Spektralkanälen stattfindet (Fang et al. 2003; Meroni et al. 2004; Schlerf und Atzberger 2006). Spektralbereiche die den Invertierungsprozess unnötig verschlechtern sind einerseits vom Modell unzureichend simulierte Wellenlängen, andererseits Spektralkanäle die aufgrund des Messprinzips ein schlechtes Signal-Rausch Verhältnis aufweisen (Wasserabsorptionsbanden).

Eine weitere Möglichkeit den Einfluss des ill-posed Problems zu reduzieren, ist die Einbeziehung von a-priori Informationen in den Invertierungsprozess. Diese Informationen können nach Combal et al. (2003) sein:

- Parallel zur Bilddatenerhebung gemessene Zusatzdaten, um Modellparameter im Prozess der Simulation vorab zu definieren und damit zu fixieren.
- Informationen zu typischen Wertebereichen von Parametern, um im Prozess der Simulation die oberen und unteren Grenzen der Modellparameter festzulegen.
- Eine Kategorisierung des zu analysierenden Vegetationsbestandes, um die Auswahl eines geeigneten Strahlungstransfermodells zu ermöglichen.

Kapitel V:

Reflexionsmodellierung von Einzelbäumen

Die Modellkombination PROSPECT-SAIL (PROSAIL) scheint geeignet, die Struktur der Kastanien zu modellieren. Damit können die TOC Reflexionssignaturen simuliert und, bei Invertierung des Modells, Bestandsparameter geschätzt werden. Besonderheiten des Untersuchungsgegenstandes „Einzelbaum“ erfordern jedoch Modifikationen des allgemeinen Analyseschemas sowie die Erweiterung der Modelle um ein geometrisch-optisches Modell.

Bei der Untersuchung von Einzelbäumen muss die heterogene Verteilung der Bäume im Untersuchungsgebiet berücksichtigt werden. Dabei ist es nicht trivial, die Bäume im Bilddatensatz zu lokalisieren: Die Bäume sind in den Hyperspektraldaten teils nicht identifizierbar, da ein ungünstiges Verhältnis von Kronendurchmesser und Pixelgröße vorliegt. Bei der Abbildung von Bäumen mit Whiskbroom-Scannern entstehen zudem höhenbedingte geometrische Verzerrungen. Koordinaten von Geländeerhebungen und anderweitigen Geodaten, die eine Identifikation der Pixel unterstützen können, müssen zuvor an die Geometrie des Bilddatensatzes angepasst werden. In Kapitel V:2 wird daher ein Verfahren vorgestellt, das die höhenbedingten Bildpunktversätze der Pixel korrigiert. Eine darauf aufbauende Methode zur Selektion von Pixeln ist Gegenstand von Kapitel V:3.

Die Aufnahmegeometrie von Zeilenscannern ist bei der Abtastung der Erdoberfläche variabel. Weiterhin ist die Orientierung der Baumkronenoberseiten oftmals nicht horizontal. Dies führt zu teils extremen Konstellationen von Beleuchtungs- und Beobachtungswinkeln und dazu, dass die Modellannahme einer horizontalen Flächenausrichtung des Untersuchungsobjekts in PROSAIL verletzt wird. Zur Kompensation wurde ein physikalisch basiertes, geometrisches Modell erarbeitet. Dieses kann PROSAIL nachgeschaltet werden und berücksichtigt zugrunde liegende Aufnahmewinkel sowie die Effekte der Kronenform (Kapitel V:4).

1 Diskussion von Daten zur Integration in das Analyseverfahren

Die Integration zusätzlicher attributiver und geometrischer Daten ist für die Korrektur der Bildpunktversätze sowie für die Spektralselektion erforderlich. Zur Korrektur des Bildpunktversatzes sind neben Informationen zur Aufnahmegeometrie, die Koordinaten der Bäume, die Kronenhöhe und der Kronendurchmesser notwendig. Zudem ist die explizite Kenntnis der Baumart relevant, um nur die Bäume zu analysieren, für die der Algorithmus kalibriert ist. Geometrisch hoch auflösende Fernerkundungsdaten und ALK-basierte Baumkataster können diese Informationen bereitstellen.

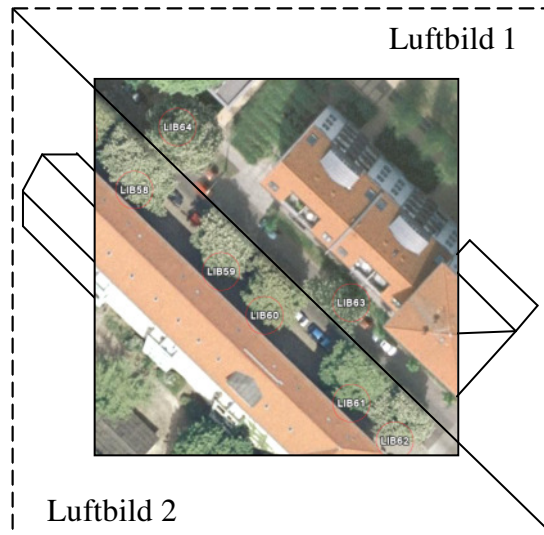


Abbildung V-1: Gegenläufige Bildpunktversätze in Luftbildmosaik. Datengrundlage: DOP25.

Bäume sind in den geometrisch hoch auflösenden Luftbildern gut erkennbar. Das vorliegende digitale Luftbildmosaik (DOP25) weist eine Pixelgröße von 0.25 m auf und ermöglicht somit Kronenränder sowie Texturen zu erkennen und die Baumkronen eindeutig zu identifizieren. Die Kronenumrisse können manuell oder automatisiert extrahiert werden. Ein manuelles Vorgehen ermöglicht exakte Ergebnisse, ist jedoch sehr zeit- und kostenintensiv. Zudem können bei gruppenständigen Bäumen Identifikationsprobleme auftreten. Für die automatisierte Ableitung der Kronengrenzen existiert gegenwärtig eine Vielzahl von Algorithmen (Gougeon 1995; Quackenbush et al. 2000; Pouliot et al. 2002). Diese funktionieren bei gutem Kontrast der Krone zum Untergrund zuverlässig. Einschränkungen weisen die Verfahren bei der Analyse gruppenständiger Bäume auf, wobei zum Teil mehrere Bäume zu einem Individuum zusammengefasst werden. Fehler treten auch bei Wuchsanomalien oder Subkronen auf, teilweise werden die Haupt- und Subkrone in zwei Individuen unterschieden (Leckie et al. 2005). In der Literatur ist das Potenzial der visuellen Bildinterpretation zur Unterscheidung von Baumarten belegt (Fietz 1992). Automatisiert sind die Baumarten hingegen nicht mit der benötigten Genauigkeit identifizierbar (Xiao et al. 2004; Buddenbaum et al. 2005). Ein weiterer Nachteil der Mono-Luftbilder ist, dass die Baumhöhen nicht automatisch abzuleiten sind. Die Ortholuftbilder weisen auch geometrische Verzerrungen in Form von radialen Bildpunktversätzen auf (Abbildung V-1). Die Korrektur dieser ist ohne die Kenntnis der Objekthöhen sowie der Mittelpunkte einzelner Bildkacheln nicht möglich. Die Aufnahmegeometrie der HyMap-Daten und der Luftbilder ist somit für die einzelnen Bäume verschieden. Selbst bei erfolgreicher Kronenableitung sind beide Bilddaten nicht mit der benötigten Genauigkeit zu überlagern.

ALK-Vektordaten und korrespondierende Baumkatasterdaten sind eine räumlich explizite Datengrundlage für baumspezifische Informationen. Die geometrische Genauigkeit der Baumkoordinaten (Stammmitte) beträgt etwa 30 cm (mündliche Mitteilung der Senatsverwaltung Berlin). Geometriedaten der ALK können mit Baumkatasterdaten verknüpft werden. Mit diesen steht eine Reihe wichtiger baumspezifischer Informationen zur Verfügung, beispielsweise Daten zur Baumhöhe, zum Kronendurchmesser, zur Baumart und zur Vitalität. Das Attribut *Kronendurchmesser* kann zur Definition eines Kronenumrisspolygons verwendet werden. Nach Bildung dieses Polygons um die Punktkoordinate des Stammmittelpunktes, kann eine Abgrenzung der Baumkrone stattfinden. Das Attribut *Baumhöhen* ist direkt in das Korrekturverfahren der Bildpunktversätze integrierbar. Nachteilig ist, dass mit den ALK-Daten nicht die exakte Kronengeometrie zur Verfügung steht. Es können nur radiale Polygone erzeugt werden, womit die Ausweisung von Wuchsanomalien oder Subkronen nicht möglich ist. Ferner sind die ALK-Daten nicht vollständig, zum gegenwärtigen Zeitpunkt sind nur Straßenbäume erfasst. Die ALK-Daten sind aus perspektivischer Sicht jedoch zweckmäßig, da die Datenbestände stetig ausgebaut und regelmäßig gepflegt werden.

Der Vergleich der Luftbilder mit den ALK-Daten zeigt, dass die ALK-Daten besser zur Integration in die Korrekturverfahren geeignet sind. Die augenscheinlichen Vorteile der Luftbilder werden durch Nachteile übertroffen, die sich primär aus prozessierungstechnischen Erfordernissen ergeben. Die Integration der ALK-Daten mit den HyMap-Daten erscheint hingegen zielführend. Die benannten Nachteile und deren Relevanz sind bezüglich des verfügbaren Nutzens von untergeordneter Bedeutung.

2 Anpassung der Bildgeometrie

Die Höhe der Kastanienbäume schwankt zwischen 2 m bei neu gepflanzten Straßenbäumen und über 20 m bei alten Parkbäumen. Im Mittel haben die in dieser Studie betrachteten Bäume eine Höhe von 12 m. Die Objekthöhe und die Schrägsicht des Sensors resultieren in geometrisch bedingten Bildpunktversätzen. Diese vergrößern sich mit wachsender Entfernung von der Nadirlinie und zunehmender Objekthöhe. Die Art der Versätze ist abhängig vom Aufnahmesystem. Bei Zeilenscannern, wie dem HyMap-Scanner, sind sie zeilenweise und senkrecht zur Flugrichtung (Albertz 2001). Nimmt man eine mittlere Baumhöhe von 12 m an, ergibt sich beim maximal möglichen Blickwinkel von HyMap (30.75°) ein Versatz von 7.1 m, der fast zwei Bildelementen entspricht. Zudem nimmt mit

wachsendem Blickwinkel die Sicht auf die Kronenseite zu, bei gleichzeitiger Vergrößerung der absolut sichtbaren Baumkronenfläche. Der Bildpunktversatz muss beachtet werden, wenn den Pixeln exakte geodätische Koordinaten zugewiesen werden müssen. In Abbildung V-2 ist der geometrische Zusammenhang der Bildpunktversätze schematisch dargestellt. Die Versatzgröße v hängt demnach von der Baumhöhe h_b sowie dem Aufnahmewinkel α ab. Die formale Beschreibung des Versatzes ist mit der Gleichung V-1 gegeben.

$$v = \tan(\alpha) \cdot h_b \quad (\text{V-1})$$

Die für die Korrektur notwendigen Baumhöhen liegen mit den Baumkatasterdaten vor. Die Aufnahmewinkel werden im Rahmen der geometrischen Vorprozessierung pixelweise errechnet (Kapitel III:3.1).

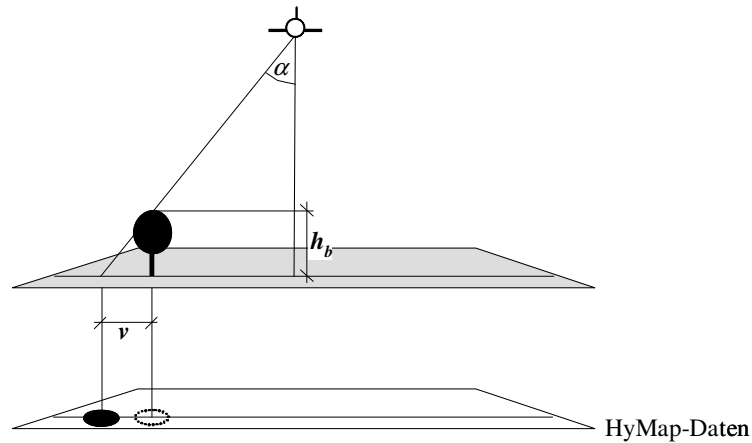


Abbildung V-2: Schema zur Geometrie höhenbedingter Kronenversätze.

Errechnet man den Bildpunktversatz mit Gleichung V-1 ergibt sich eine Überkorrektur. Um diesen Effekt zu erläutern, wird der geometrische Zusammenhang im Folgenden in die Ebene projiziert (Abbildung V-3, links). Mit zunehmender Schrägsicht nimmt der in Blickrichtung vom Sensor sichtbare Durchmesser der Kronenoberseite d_{kos} als Funktion des Blickwinkels α und dem Kronendurchmesser d_k ab (Gleichung V-2). Dabei vergrößert sich der Anteil der sichtbaren Kronenseite d_{ks} als Funktion des Blickwinkels und der Baumhöhe h_b (Gleichung V-3).

$$d_{kos} = \cos(\alpha) \cdot d_k \quad (\text{V-2})$$

$$d_{ks} = \sin(\alpha) \cdot h_b \quad (\text{V-3})$$

Der in Blickrichtung sichtbare Kronendurchmesser $d_{Kschräg}$ ist die Summe aus d_{kos} (Kronenoberseite) und d_{ks} (Kronenseite) und abhängig vom Blickwinkel, vom

Kronendurchmesser und der Kronenhöhe. Die Differenz des sichtbaren Kronendurchmessers bei Schrägsicht d_{Kdiff} zum Kronendurchmesser bei Nadirsicht d_k ergibt sich aus Gleichung V-4 (Abbildung V-3, rechts-oben).

$$d_{Kdiff} = (d_{KOS} + d_{KS}) - d_k \quad (V-4)$$

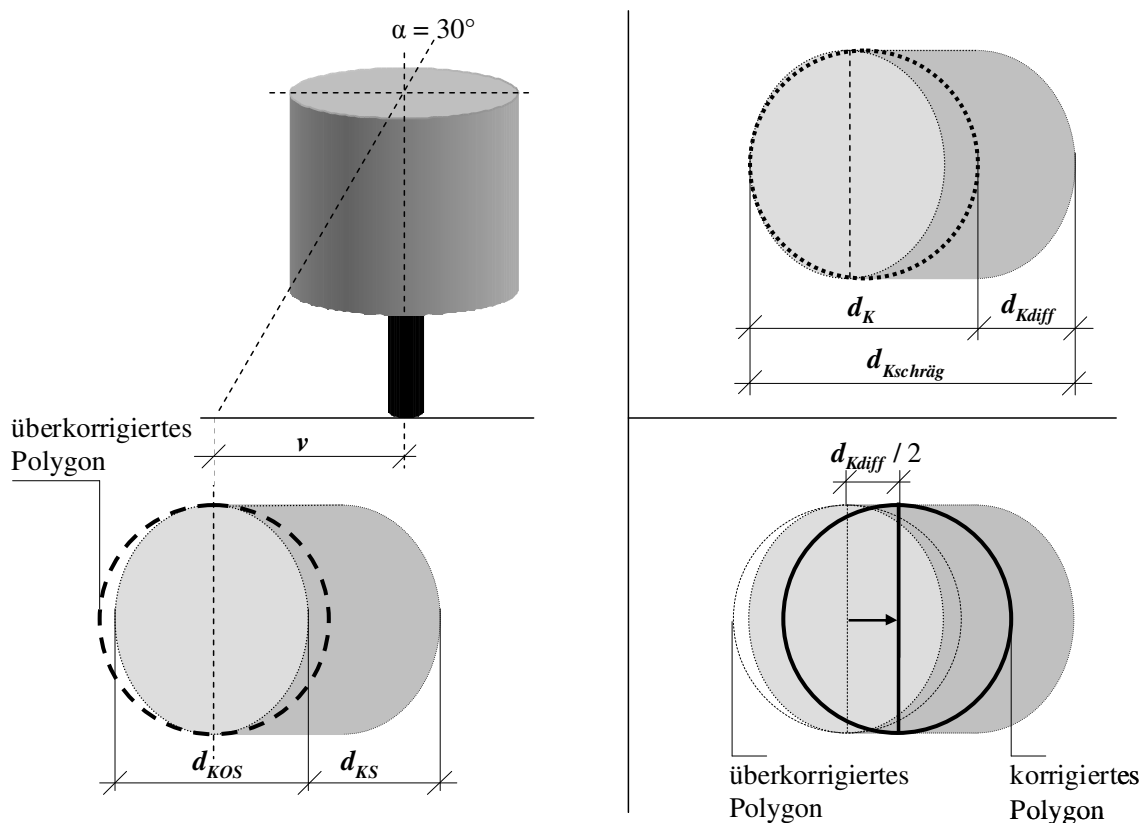


Abbildung V-3: Schema zur Korrektur des höhenbedingter Kronenversätze. Links: Baumkrone bei Schrägsicht des Sensors und überkorrigiertes Kronenpolygon. Rechts-oben: Komponenten der Krone bei Schrägsicht. Rechts-unten: korrigiertes Kronenpolygon.

Das überkorrigierte Polygon liegt im Bereich der Kronenoberseite und der Umgebung (Abbildung V-3, links). Um die Überkorrektur zu kompensieren, könnte das Kronenumrisspolygon verkleinert werden. Besser geeignet ist ein Ansatz, der die Zunahme der sichtbaren Kronenfläche in Wert setzt. Verschiebt man das überkorrigierte Kronenpolygon in negativer Richtung zum errechneten Versatz v , liegt das Polygon im Bereich der Kronenoberseite und der Kronenseite. Diese negative Korrektur ist hinreichend, wenn das korrigierte Polygon etwa in der Mitte der sichtbaren Krone liegt (Abbildung V-3, rechts unten). Damit errechnet sich der korrekte Baumhöhenversatz v_{kor} , indem der Versatz v um den halben Wert von d_{Kdiff} reduziert wird (Gleichung V-5).

$$v_{korr} = v - \frac{d_{Kdiff}}{2} \text{ ..(V-5)}$$

Die Richtung des berechneten Versatzes ist orthogonal zur Flugrichtung. Als Ergebnis aus Gleichung V-5 liegt der Versatz in einem relativen geometrischen Bezugssystem vor und muss in ein geodätisches Bezugssystem transformiert werden. Dies geschieht über die Transformation der relativen Koordinaten in Polarkoordinaten und deren Drehung um den Winkelwert der Flugrichtung ϕ (Gleichung V-6 und V-7). Die daraus berechneten Korrekturwerte für die X- und Y-Richtung (X_{geo}, Y_{geo}), respektive den Hoch- und Rechtswert, können zur Übertragung der Katastergeometrie auf die Bildstreifen verwendet werden.

$$X_{geo} = v_{korr} \cdot \cos(\phi) - \sin(\phi) \text{ ..(V-6)}$$

$$Y_{geo} = v_{korr} \cdot \sin(\phi) + \cos(\phi) \text{ ..(V-7)}$$

3 Spektrenselektion

Das nachfolgend beschriebene Verfahren zur Pixelselektion baut auf dem zuvor geschilderten Ansatz auf. Die Betrachtung spektral reiner Pixel ist für den modellbasierten Analyseansatz essentiell. Typische Strukturen die eine Abgrenzung der Krone zulassen (Kronenrand, Schattenwurf), sind aufgrund der geringen räumlichen Auflösung der Hyperspektraldaten nicht identifizierbar. Damit ist die Selektion spektral reiner Bildelemente ausschließlich im Hyperspektraldatensatz nicht möglich (Abbildung V-4). Die Kenntnis des Kronendurchmessers ermöglicht die Definition eines Bildbereichs, in dem die Baumkrone abgebildet ist und in dem spektral reine Bildelemente zu suchen sind. Ziel der entwickelten Methodik ist, spektral reine Bildelemente in einem potentiellen Bildbereich objektiv und reproduzierbar zu extrahieren. Dieser Bildbereich wird durch ein radiales Polygon um die Stammkoordinate definiert. Die Koordinate der Stammmitte sowie die Information zum Radius der Krone stehen durch die ALK-Daten und das Baumkataster zur Verfügung.

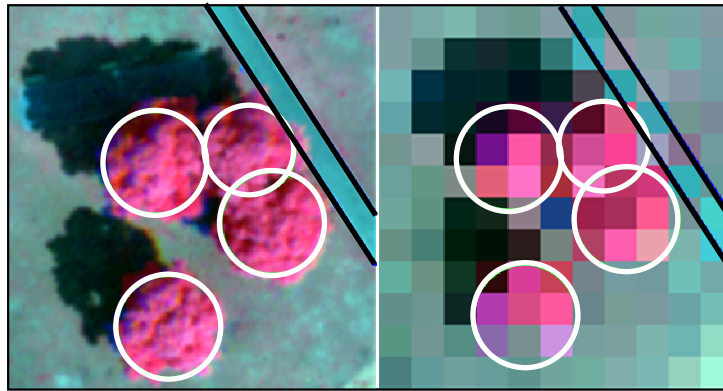


Abbildung V-4: Abbildung von Baumkronen mit verschiedener geometrischer Auflösung. Links: 0,25 m. Rechts: 4 m. Überlagert sind Kronenpolygone und eine Wegmarkierung. Datengrundlage: HRSC-AX-CIR.

Der Kronendurchmesser ist abhängig vom Baumalter und variiert zwischen 1 m bei neu angepflanzten Straßenbäumen und über 20 m bei alten, solitär stehenden Parkbäumen. Der mittlere Kronendurchmesser aller in dieser Studie analysierten Kastanien beträgt etwa 8,50 m. Die verwendeten hyperspektralen HyMap Daten haben eine Pixelgröße von 4 m. Zwei extreme Fälle können bezüglich der Deckungsgleichheit von Pixelraster und abzubildendem Objekt unterschieden werden. Im günstigsten Fall wird eine 4 m große, quadratische Fläche von nur einem Pixel abgebildet. Im ungünstigsten Fall ist diese Fläche in fünf Bildelementen repräsentiert. In Abhängigkeit des Kronendurchmessers ist theoretisch eine minimale und maximale Anzahl von spektral reinen Bildelementen und Mischpixeln zu berechnen. Bei einer kreisrunden Baumkrone sowie einer Pixelgröße von 4 m liegt im ungünstigen Fall erst bei einem Kronendurchmesser von 10 m mindestens ein spektral reines Bildelement vor, im günstigen Fall bereits bei einem Durchmesser von 6 m (Abbildung V-5)

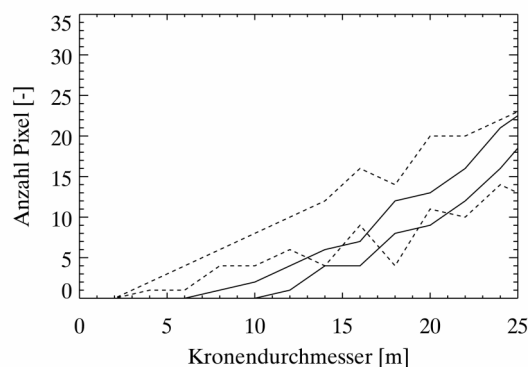


Abbildung V-5: Anzahl spektral reiner und gemischter Pixel in Abhängigkeit des Kronendurchmessers. Durchgezogene Linie: minimale und maximale Anzahl reiner Pixel (günstiger/ungünstiger Fall). Gestrichelte Linie: Mischpixel. Angenommene Pixelgröße ist 4m. Die abweichende Gesamtzahl der Pixel für beide Fälle erklärt sich aus der Lage des Baums im Raster.

In dieser Arbeit wurde der günstige Fall von Deckungsgleichheit des Pixelrasters und abzubildendem Objekt angenommen. Anderweitig wären bei dem mittleren Kronendurchmesser von etwa 8.5 m fast keine Bäume analysierbar. Dies bedeutet, dass ab einem kritischen Kronendurchmesser von 6 m ein Pixel im Mittelpunkt des Polygons als spektral rein gelten kann. Die Anwendung von definierten Filtermatrizen ermöglicht es, in Abhängigkeit des Kronendurchmessers reine Bildelemente zu selektieren (Abbildung V-6). Die relevanten Bildelemente werden anschließend in einer Spektralbibliothek gespeichert, und ermöglichen bei Invertierung der RTM bauspezifische Schätzungen von Bestandsparametern.

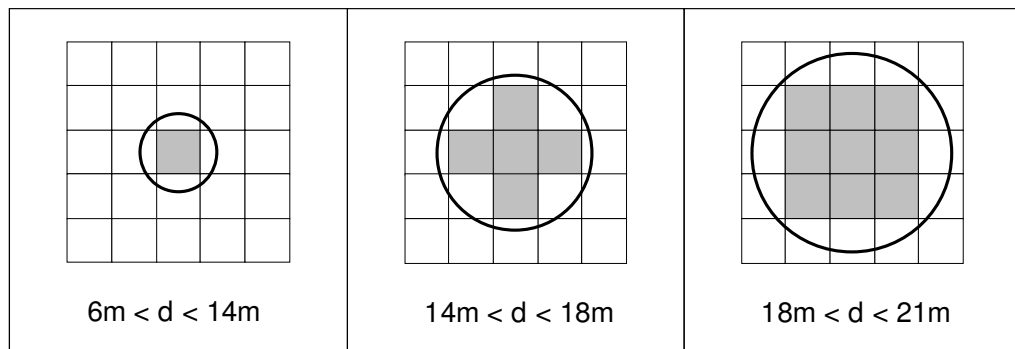


Abbildung V-6: Filtermatrizen zur Selektion spektral reiner Bildelemente in definiertem Bildbereich. Die Filterweite ist abhängig vom Kronendurchmesser.

4 Geometrisch-optisches Modell

Das Bestandsreflexionsmodell SAIL wurde für die Analyse dichter, homogener Vegetationsbestände konzipiert. Entsprechend den theoretischen Überlegungen aus Kapitel V:3, werden die in dieser Arbeit untersuchten Kastanien von mindestens einem spektral reinen Bildelement abgebildet. Die homogene Struktur der Krone lässt die Annahme zu, dass SAIL geeignet ist, die Baumkronen modellhaft abzubilden und deren optische Eigenschaften zu simulieren. Eine bedeutsame Modellannahme von SAIL setzt voraus, dass die Flächenausrichtung des Untersuchungsobjekts horizontal ist. Generalisierend betrachtet sind die Kronen der Einzelbäume kugelförmige, homogene Objekte. Dieser Sachverhalt führt zu einer direkten Verletzung der Modellannahme. Liegen extreme Winkel der Flächenausrichtung, der Einstrahlungsrichtung und der Beobachtungsrichtung vor, ist eine realistische Simulation der optischen Eigenschaften ausgeschlossen (Abbildung V-7).

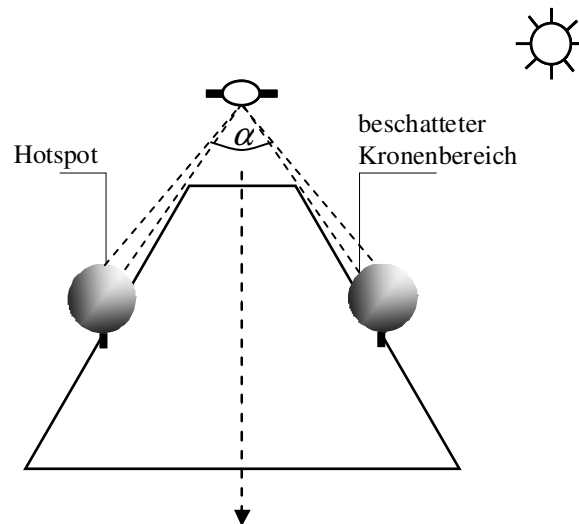


Abbildung V-7: Kombinationen von Kronenexposition und Beobachtungswinkel ($\alpha = 60.5^\circ$ für HyMap)

Das anisotrope Reflexionsverhalten von Vegetationsbeständen resultiert in variierenden reflektierten Strahldichten je Flächeneinheit, wenn sich die Konstellation von Zenit- und Azimutwinkel der Sonne, des Sensors und der Flächenneigung verändert. Ursächlich hierfür sind einerseits die Streueigenschaften des Bestands (Vorwärtsstreuung, Volumenstreuung, geometrisch-optische Streuung), andererseits die Proportionalität der Strahlungsintensität je Flächeneinheit mit dem Kosinus des Einstrahlungszenitwinkels.

In der verwendeten SAIL-Version werden die Vorwärts- und Volumenstreuung des Bestandes beachtet, der HotSpot-Effekt kann nicht modelliert werden. Zudem werden in SAIL der Einstrahlungszenit, der Beobachtungszenit und der relative Azimutwinkel von Sensor und Sonne berücksichtigt. Im Rahmen dieser Arbeit war es nicht möglich, SAIL so zu modifizieren, dass variable Flächenausrichtungen modelliert werden können. Daher erschien die Koppelung von PROSAIL mit einem geometrischen Modell zielführend. Die gegenwärtig verfügbaren geometrischen Erweiterungen von 1D-Bestandsmodellen verändern die Albedo der TOC-Reflexionssignatur, indem sie die Interaktion der vier Komponenten *besonneter/beschatteter Kronenbereich*, und *besonneter/beschatteter Untergrund* berechnen. Die Modelle sind für Bestände mit mehreren Individuen konzipiert und können nicht explizit variierende Oberflächenneigungen modellieren. Beispiele für solche Modelle sind GeoSail (Huemmrich 2001) oder verschiedene Ansätze von Li und Strahler (1985, 1986). Damit sind diese existierenden Methoden für das vorliegende Problem ungeeignet. Zielführender ist eine Kombination der Ansätze von Otterman und Brakke (1991) sowie Garcia-Haro und Sommer (2002). In einem geometrischen Modell werden variable Sonnen-, Sensor- und Flächenausrichtungen zugelassen, wobei das

Modellergebnis als Skalierung für simulierte Reflexionssignaturen verwendet wird. Im Folgenden wird dieser physikalisch basierte, geometrische Ansatz vorgestellt.

Modellannahmen

Das geometrische Modell berechnet den Einfluss variabler Azimut- und Zenitwinkel der Oberfläche auf deren Reflexion. Dabei wird eine unter definierten Bedingungen simulierte Signatur skaliert. Die Definition des Modellkonzeptes setzt einige Annahmen und Restriktionen voraus:

- Gegenstand ist die Modifikation von simulierten TOC Reflexionssignaturen. Es wird lediglich die nicht horizontale Oberflächenausrichtung korrigiert.
- Die Invertierung basiert auf atmosphärisch korrigierten Daten, somit ist die Modellierung atmosphärischer Parameter nicht notwendig.
- Die Form der Krone wird vereinfacht als Sphäre dargestellt.
- Die Krone wird als homogenes „trübes Medium“ approximiert, entsprechend kann ein 1D RTM die Reflexion und Transmission der Krone simulieren.
- Der Anteil diffuser Himmelsstrahlung an der reflektierten Strahlung wird mit SAIL berechnet.
- Die Modellierung des anisotropen Reflexionsverhaltens durch SAIL ist nur für die Referenzsignatur möglich. Die Berechnung des bidirektionellen Einflusses für modifizierte Signaturen wird mit der Minnaert-Konstante realisiert (Minnaert 1941).
- Die Bidirektionalität wird als konstant über den kompletten Wellenlängenbereich angesehen.

Modellbeschreibung

Um den Einfluss der Kronenform auf die Reflexionsintensität zu berechnen, müssen die verschiedenen Azimut- und Zenitwinkel in Beziehung gesetzt werden. Die Korrektur des Expositions- und Neigungseinflusses wird anschließend mit einem Skalierungsfaktor durchgeführt. Dieser basiert auf dem Quotienten aus einer Strahldichte mit individueller Winkelkonstellation und einer Referenzstrahldichte. Die Referenzstrahldichte korrespondiert mit einer horizontal ausgerichteten Oberfläche, die bei einem realistischen Sonnenzenit und -azimut im Nadir beobachtet wird (Otterman und Brakke 1991; Garcia-Haro und Sommer 2002).

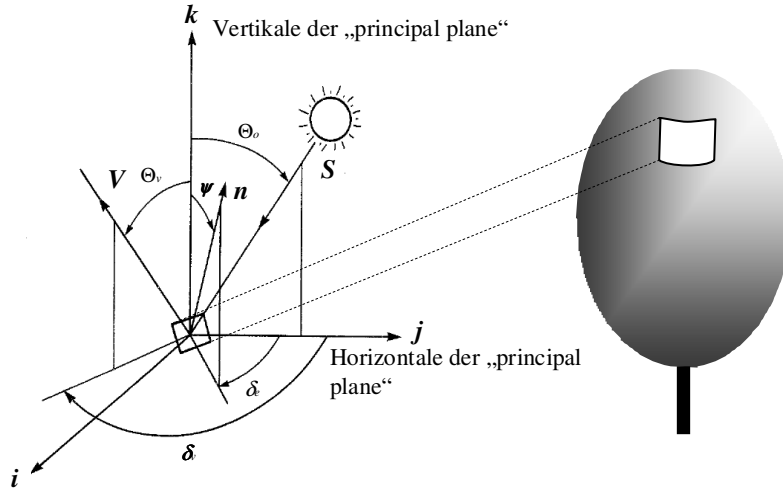


Abbildung V-8: Winkelkonstellation von Sonne, Sensor und Kronenoberfläche (Otterman und Brakke 1991), verändert.

Die nachfolgend beschriebenen Winkelzusammenhänge basieren auf der Arbeit von Ottermann und Brakke (1991). Entsprechend des Schemas in Abbildung V-8 wird ein Bezugskoordinatensystem durch die drei Einheitsvektoren i, j, k aufgespannt. Die Vektoren j und k geben die Ebene der „principal plane“ vor und i steht orthogonal dazu. Der Einheitsvektor der Flächennormale n ist charakterisiert durch den Oberflächenzenit ψ und Oberflächenazimut δ (Gleichung V-8).

$$n = \sin(\delta) \sin(\psi) i + \cos(\delta) \sin(\psi) j + \cos(\psi) k \quad (\text{V-8})$$

Der Einheitsvektor der direkten Sonnenstrahlung S ergibt sich aus der Einstrahlung der Sonne E_o und dem Sonnenzenit Θ_o nach Gleichung V-9.

$$S = E_o (\sin(\Theta_o) j + \cos(\Theta_o) k) \quad (\text{V-9})$$

Der Einheitsvektor der Beobachtungsrichtung V ergibt sich aus dem Sensorazimut δ_v und dem Sensorzenit Θ_v Gleichung V-10.

$$V = \sin(\delta_v) \sin(\Theta_v) i + \cos(\delta_v) \sin(\Theta_v) j + \cos(\Theta_v) k \quad (\text{V-10})$$

Die Einstrahlung auf die Oberfläche E_{can} entspricht dem Skalarprodukt von S und n (Gleichung V-11).

$$E_{can} = S \cdot n = E_o (\cos(\psi) \cos(\Theta_o) + \sin(\psi) \sin(\Theta_o) \cos(\delta)) \quad (\text{V-11})$$

Für eine Oberfläche mit lambertschem Reflexionsverhalten ergibt sich die reflektierte Strahldichte I_{can} aus Gleichung V-12.

$$\begin{aligned}
 I_{can} &= \pi^{-1} E_{can} V \cdot n = \pi^{-1} E_o \\
 [\cos(\psi) \cos(\Theta_o) + \sin(\psi) \sin(\Theta_o) \cos(\delta_e)] & \quad (V-12) \\
 [\cos(\psi) \cos(\Theta_v) + \sin(\psi) \sin(\Theta_v) \cos(\delta_e - \delta_v)] &
 \end{aligned}$$

Für die Berechnung der Referenzstrahldichte kann angenommen werden, dass die Flächennormale \mathbf{n} gleich \mathbf{k} ist. Damit ergibt sich die Referenzeinstrahlung E_{ref} aus Gleichung V-13.

$$E_{ref} = S \cdot k = E_o \cos(\Theta_o) \quad (V-13)$$

Die Referenzstrahldichte I_{ref} berechnet sich aus Gleichung V-14.

$$I_{ref} = \pi^{-1} E_{ref} V \cdot k = \pi^{-1} E_o \cos(\Theta_o) \cos(\Theta_v) \quad (V-14)$$

Zur Kompensation der Neigungs- und Expositionseffekte der Oberfläche sowie variabler Blickwinkel wird der Skalierungsfaktor SF eingeführt. Dieser ist der Quotient aus der individuellen Strahldichte sowie der Referenzstrahldichte (Gleichung V-15). Setzt man bei der Modellierung der Bestandsspektren mit SAIL die Parameter *Beobachtungszenit* und *Beobachtungsazimut* jeweils auf 0° , kann der Skalierungsfaktor anschließend auf die mit SAIL modellierten Spektralsignaturen angewendet werden. Werte des SF größer 1 repräsentieren sonnenexponierte Kronenbereiche, SF -Werte kleiner 1 entsprechend sonnenabgewandte Kronenbereiche (Abbildung V-9). Die Annahme lambertschen Reflexionsverhaltens ist für natürliche Oberflächen nicht zutreffend, denn diese streuen direktionell. Die reine Kosinuskorrektur des Expositions- und Neigungseinflusses führt somit zu unbefriedigenden Ergebnissen, da er überproportional stark in der Korrektur berücksichtigt wird (Minnaert 1941; Oren und Nayar 1995; Garcia-Haro und Sommer 2002). Mit der Minnaert-Konstante km ist eine Dämpfung der Kosinuskorrektur erzielbar, was letztendlich zu einer Verbesserung der Modellergebnisse führt (Meyer et al. 1993; Garcia-Haro und Sommer 2002).

$$SF = \left[\frac{I_{can}}{I_{ref}} \right]^{km} \quad (V-15)$$

Die Werte der Minnaert-Konstante km liegt zwischen 0 - 1 und sind vom Oberflächentyp abhängig. In dieser Arbeit wurde ein empirischer Wert von 0.45 ermittelt, wobei $km = 1$ lambertschem Reflexionsverhalten entspricht. Der gefundene Wert ermöglicht minimale Abweichungen zum SAIL-Modell (Kapitel VI:2.3) und maximale Korrektoreffekte.

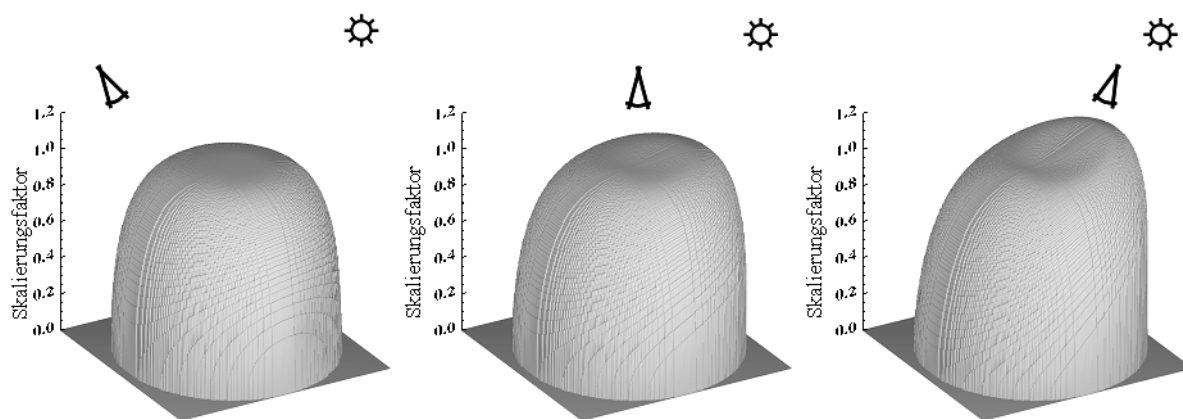


Abbildung V-9: Skalierungsfaktoren für Sphäre bei variablen Sonnen- und Sensorzenitwinkeln. Sonnenzenitwinkel: Θ_o Sensorzenitwinkel: Θ_v . Links: $\Theta_o = 35^\circ$, $\Theta_v = -26^\circ$. Mitte: $\Theta_o = 35^\circ$, $\Theta_v = 0^\circ$. Rechts: $\Theta_o = 35^\circ$, $\Theta_v = 26^\circ$.

Kapitel VI: Anwendung & Ergebnisse der Reflexionsmodellierung

1 Einführung

Prinzipiell muss bevor mit dem vorgeschlagenen Analyseansatz Bestandsparameter aus hyperspektralen Bilddaten abgeleitet werden können, eine Modellprüfung stattfinden. Mit dieser sind Aussagen zur Eignung und Sensitivität der Modelle sowie zu den erzielbaren Ergebnisgenauigkeiten möglich. Diese Erkenntnisse sind zur optimierten Berechnung einer LUT notwendig, die Grundlage der eigentlichen Datenauswertung ist (Abbildung VI-1).

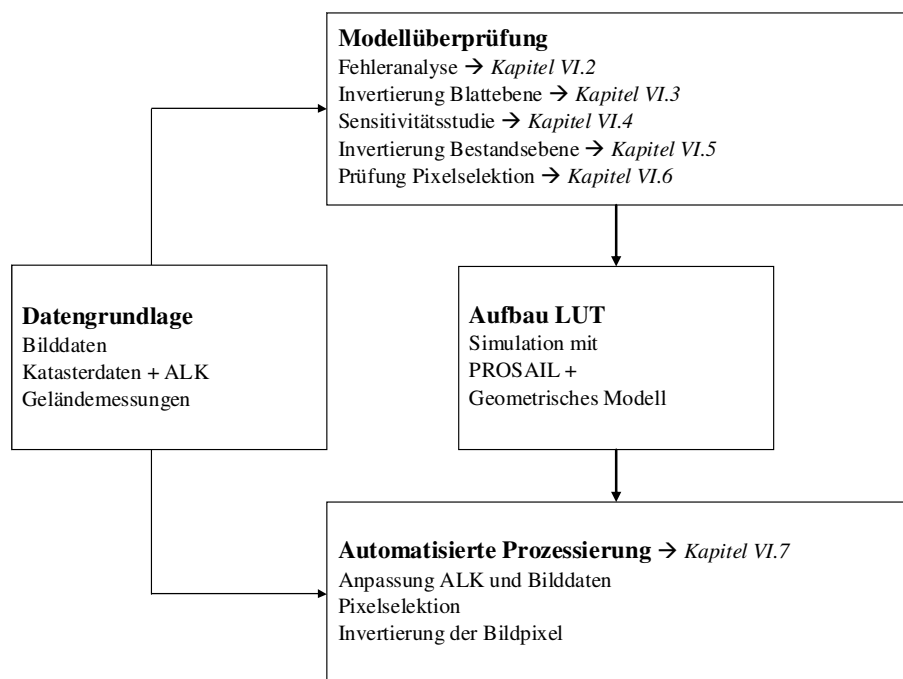


Abbildung VI-1: Schema der Bilddaten- und Fehleranalyse.

Dieses Kapitel gliedert sich in zwei Teile. Im ersten Teil wird die Prüfung der Modelle durchgeführt, die fünf Teilaspekte umfasst: Die Eignung der einzelnen Modelle zur Abbildung der optischen Eigenschaften von Kastanien wird in Kapitel VI:2 eruiert. Die in Kapitel VI:3 evaluierte Güte des Modellansatzes auf Blattebene und die durchgeführte Sensitivitätsstudie (Kapitel VI:4) ermöglichen Aussagen, mit denen die Simulation der LUT sowie die Invertierung der Bestandsspektren optimiert werden können. Basierend auf manuell im HyMap-Datensatz gesuchten Bestandsspektren, werden in Kapitel VI:5 die Ergebnisse des Modellansatzes validiert. In Kapitel VI:6 wird der Einfluss der ALK-Datenkorrektur und der automatisierten Pixelselektion auf die Ergebnisgüte untersucht.

Im zweiten Teil dieses Kapitels wird das Verfahren automatisiert auf die HyMap-Datensätze angewendet. Das genaue Vorgehen und die erzielten Ergebnisse werden in Kapitel VI:7 vorgestellt.

2 Fehleranalyse der Modelle

Die exakte Simulation der Reflexionssignaturen ist Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Invertierung der RT-Modelle. In diesem Kapitel werden im einzelnen PROSPECT, die Modellkombination PROSAIL sowie das mit dem geometrischen Modell erweiterte PROSAIL untersucht. Abschließend wird ein Modellvergleich von SAIL und dem entwickelten geometrischen Modell durchgeführt.

2.1 PROSPECT

Für die Fehleranalyse von PROSPECT wurden gemessene Reflexionsspektren und simulierte Reflexionsspektren verglichen. Während der Geländekampagne wurde je Messtag und Baum ein Blattspektrum erhoben, womit sich eine Grundgesamtheit von 121 Messungen ergibt. Gleichzeitig liegen für die 121 Referenzspektren Laborwerte vom Chlorophyll, Wasser- und Trockenmassegehalt vor. Zur Simulation von Blattspektren mit PROSPECT wurde das Modell mit diesen Laborwerten parametrisiert. Durch zufällige Variation der Messwerte innerhalb einer Fehlermarge von $\pm 5\%$ wurden 50 zufällige Parameterkombinationen je Baum und Zeitpunkt berechnet. Um die Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Spektren zu beschreiben, wurden das Bestimmtheitsmaß sowie der RMSE berechnet.

Die simulierten Spektren bilden aufgrund der zugelassenen Fehlermarge einen Korridor. Liegen die Referenzspektren innerhalb des simulierten Korridors, ist von einer guten Modelleignung auszugehen. Die erstellten Diagramme wurden für alle Bäume und Messtage systematisch begutachtet. Aus den 121 Diagrammen wurden zwei herausgegriffen, bei denen die geringste und die größte Abweichung der simulierten Signaturen zum gemessenen Blattspektrum beobachtet wurde (Abbildung IV-2). Im Fall der besten Übereinstimmung liegt das Referenzspektrum fast vollständig innerhalb des simulierten Korridors. Im anderen Fall treten insbesondere im Bereich des mittleren Infrarots große Abweichungen auf, die in diesem Fall auf einen fehlerhaften Wert des Wassergehalts hindeuten.

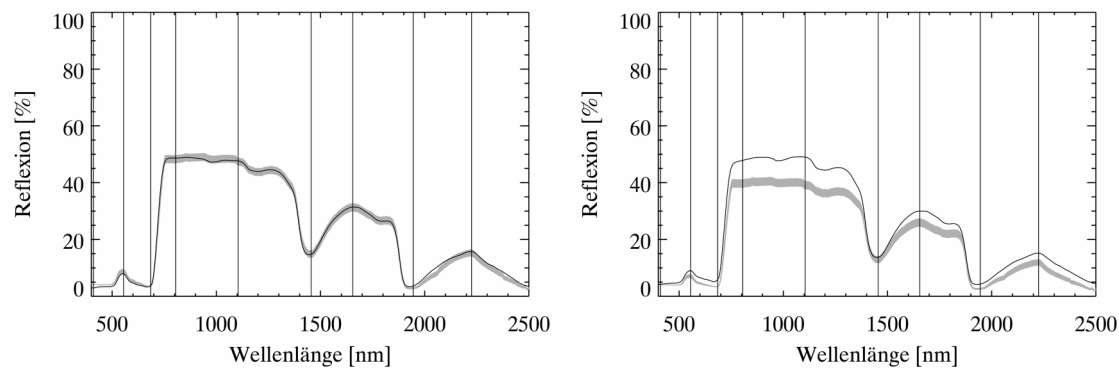


Abbildung VI-2: Reflexionsspektren der Fehleranalyse von PROSPECT. Simulierte Spektren (grau) und Referenzspektrum (schwarz). Links: beste Übereinstimmung. Rechts: schlechteste Übereinstimmung. Markiert sind die Wellenlängen, die zusätzlich in Streudiagrammen dargestellt werden.

Um alle Datensätze im Überblick zu bewerten, wurden repräsentative Wellenlängen herausgegriffen und in Streudiagrammen dargestellt (Abbildung VI-3). Auf der X-Achse dieser Diagramme ist der Reflexionswert der Referenzsignatur abgetragen, auf der Y-Achse der Mittelwert der simulierten Spektren. Die Gütezuweisung in dieser Darstellung basiert auf der Begutachtung der 1:1 Beziehung.

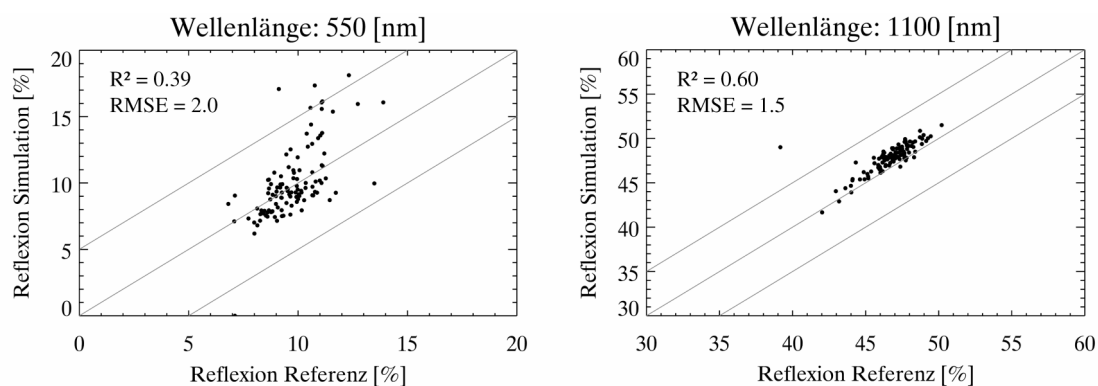


Abbildung VI-3: Streudiagramme der Fehleranalyse für PROSPECT. Überlagert 1:1 Linie und +/- 5 % Fehlermarge (absolute Reflexion). Weitere Wellenlängen im Anhang F.

Bei der Mehrheit der Datensätze konnten gute Übereinstimmungen beider Signale festgestellt werden. In einigen Fällen weichen die simulierten von den gemessenen Spektren in größerem Maße ab. Messfehler, und damit verbunden falsche Modellparametrisierungen, sind die wahrscheinlichste Erklärung für die fehlerhaften Simulationen.

Generell ist PROSPECT geeignet, um die optischen Eigenschaften der Kastanienblätter zu modellieren. Die berechneten Fehlermaße unterstützen den visuellen Eindruck. Der maximale RMSE liegt bei ~4.5 % (der absoluten Reflexion), im Mittel bei ~1.5 % (Abbildung VI-4). Zudem wurde das Bestimmtheitsmaß zur Güteeinschätzung berechnet.

Der Wertebereich der Reflexionswerte ist in einigen Wellenlängenbereichen gering und variiert im spektralen Verlauf. Dies resultiert in der starken Wellenlängenabhängigkeit dieses statistischen Parameters.

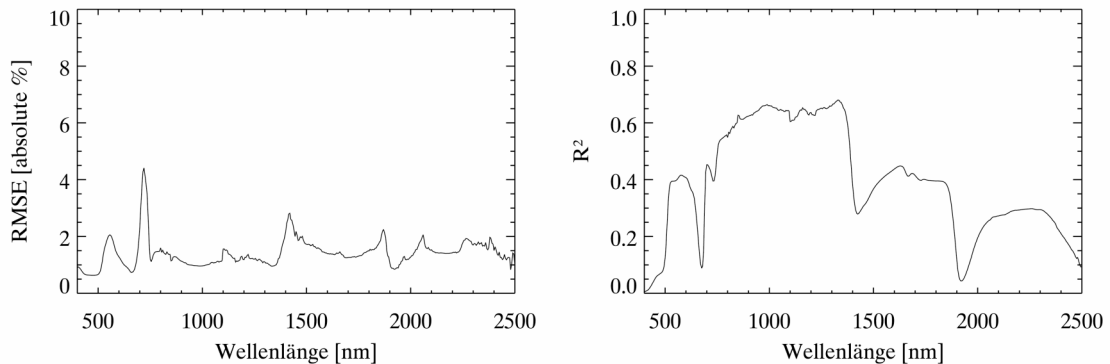


Abbildung VI-4: Qualitätsmaße der Fehleranalyse von PROSPECT. Links: RMSE. Rechts: Bestimmtheitsmaß R^2 .

In einzelnen Wellenlängenbereichen treten vergleichsweise hohe Fehler auf, beispielsweise im Bereich des Anstiegs zum nahen Infrarot (bei 700 nm) oder im Bereich der Wasserabsorptionsbanden (bei 1450 nm und 1900 nm). Ursachen hierfür können Modellungenauigkeit sein oder Messfehler durch ein geringes SNR in den entsprechenden Kanälen.

2.2 PROSAIL und PROSAIL mit geometrischem Modell

Für die Fehleranalyse von PROSAIL wurden zwei Modellkonstellationen simultan betrachtet, PROSAIL einzeln sowie in Kombination mit dem entwickelten geometrisch-optischen Modell. Analog zur Analyse des Blattreflexionsmodells wurden gemessene Reflexionsspektren und simulierte Reflexionsspektren verglichen.

Für jeden während der Geländekampagne gemessenen Baum wurden korrespondierende Bestandsspektren manuell aus den HyMap-Daten herausgegriffen. Ein Testbaum in der *Grellstraße* konnte aufgrund seines kleinen Kronendurchmessers nicht eindeutig identifiziert werden. Somit liegt eine Grundgesamtheit von 10 Referenzmessungen vor. Wenige Tage vor und nach der Bilddatenerhebung wurden für jeden Baum die einzelnen Modellparameter im Gelände erhoben. PROSAIL wurde mit diesen Messungen parametrisiert, um die Bestandsspektren zu simulieren. Die Modellparameter wurden zufällig mit einer zugelassenen Fehlermarge von $\pm 15\%$ variiert und es wurden 50 Bestandsspektren je Baum simuliert. Wiederum wurden der RMSE und das

Bestimmtheitsmaß verwendet, um die Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Spektren zu charakterisieren.

In Diagrammen wurden die simulierten Spektren gegenübergestellt (Anhang F). Abbildung VI-5 und Abbildung VI-6 stellen jeweils die beste, bzw. die schlechteste Übereinstimmung der simulierten zu den gemessenen Bestandsspektren dar. Im Fall der besten Übereinstimmung liegt das gemessene Bestandsspektrum innerhalb oder nahe des simulierten Korridors. Im anderen Fall treten insbesondere im Bereich des nahen Infrarots große Abweichungen auf. In beiden Modellansätzen sind die Ergebnisse ähnlich.

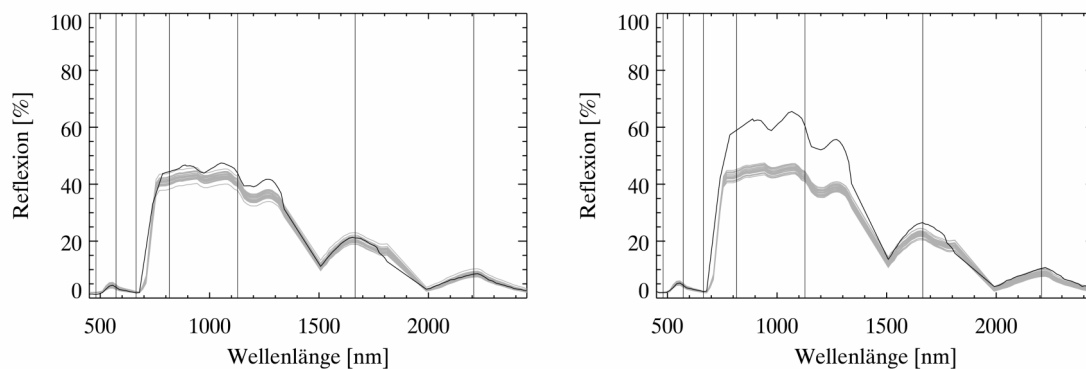


Abbildung VI-5: Reflexionsspektren der Fehleranalyse von PROSAIL. Simulierte Spektren (grau) und Referenzspektrum (schwarz). Links: beste Übereinstimmung. Rechts: schlechteste Übereinstimmung. Markiert sind die Wellenlängen, die zusätzlich in Streudiagrammen dargestellt werden.

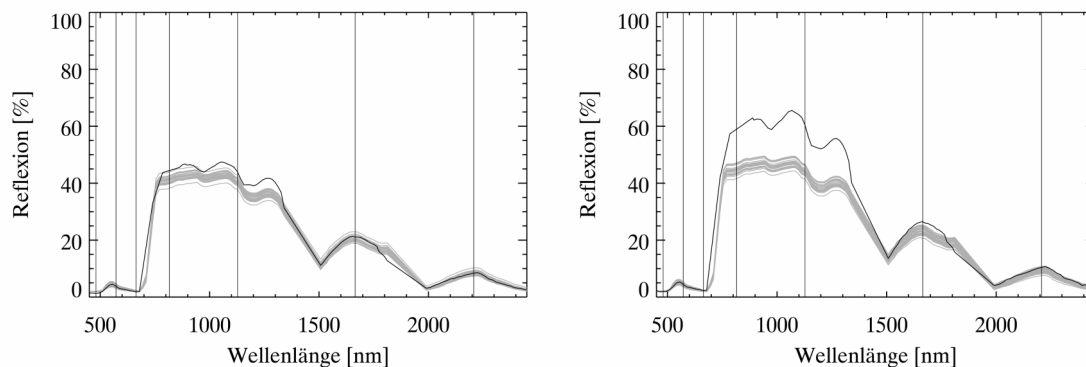


Abbildung VI-6: Reflexionsspektren der Fehleranalyse von PROSAIL mit geometrischem Modell. Simulierte Spektren (grau) und Referenzspektrum (schwarz). Links: beste Übereinstimmung. Rechts: schlechteste Übereinstimmung. Markiert sind die Wellenlängen, die zusätzlich in Streudiagrammen dargestellt werden.

Um alle Datensätze im Überblick bewerten zu können, wurden repräsentative Wellenlängenbereiche herausgegriffen und in Streudiagrammen dargestellt (Abbildung VI-7, Abbildung VI-8).

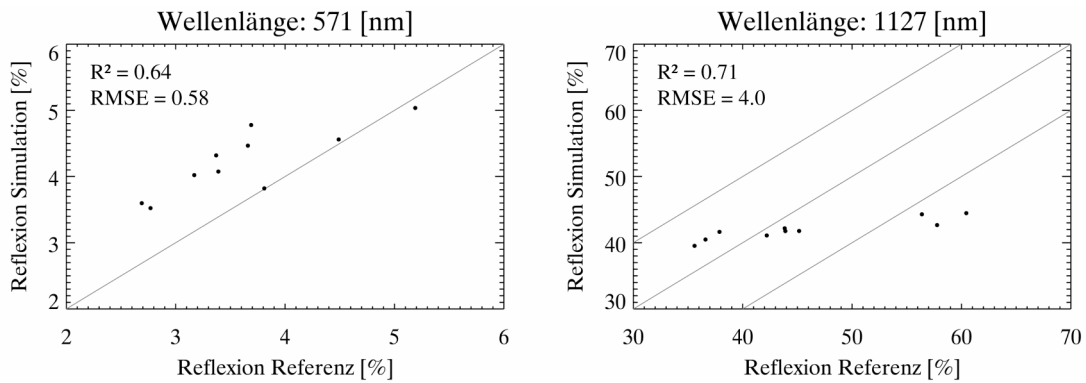


Abbildung VI-7: Streudiagramme der Fehleranalyse von PROSAIL. Überlagert 1:1 Linie und +/- 10 % Fehlermarge (absolute Reflexion). Weitere Wellenlängen im Anhang F.

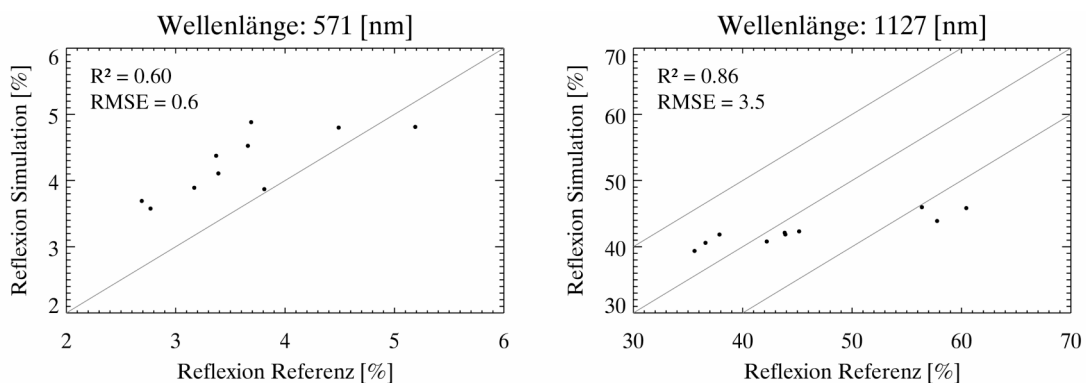


Abbildung VI-8: Streudiagramme der Fehleranalyse von PROSAIL mit geometrischem Modell. Überlagert 1:1 Linie und +/- 10 % Fehlermarge (absolute Reflexion). Weitere Wellenlängen im Anhang F.

Bei sieben der zehn Testbäume konnten gute Übereinstimmungen beider Signale festgestellt werden. Die simulierten Spektren von drei Bäumen überschreiten signifikant die vorgegebene Fehlermarge von +/- 15 % im Bereich des nahen Infrarots. Die entsprechenden Bildelemente sind aufgrund der extremen Aufnahmewinkel vom Hot-Spot Effekt betroffen. Da dieser Effekt in beiden Modellen nicht berücksichtigt wird, treten entsprechend große Abweichungen in den simulierten Spektren auf.

PROSAIL ist geeignet, um die optischen Eigenschaften der Kastanienbestände zu modellieren. Helle, vom Hot-Spot Effekt beeinflusste Reflexionsspektren können jedoch nicht simuliert werden.

Die berechneten Fehlermaße unterstützen den visuellen Eindruck. Der maximale RMSE liegt für beide Modellkombinationen bei ~11.0 % (der absoluten Reflexion). Unterschiede sind beim mittleren RMSE feststellbar, wobei dieser für PROSAIL bei ~ 2.4 % liegt und geringfügig besser mit ~2.3 % bei PROSAIL mit dem geometrischen Modell (Abbildung VI-9, Abbildung VI-10). Analog zum Blattreflexionsmodell wurde zusätzlich das Bestimmtheitsmaß zur Güteeinschätzung berechnet. Wie bereits dargelegt, ist die

Vergleichbarkeit dieses Maßes über den kompletten Wellenlängenbereich jedoch eingeschränkt.

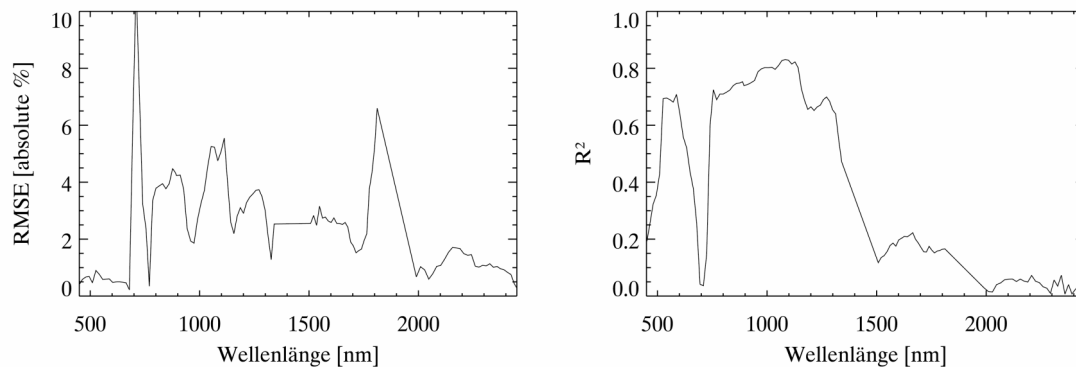


Abbildung VI-9: Qualitätsmaße der Fehleranalyse von PROSAIL. Links: RMSE. Rechts: Bestimmtheitsmaß R^2 .

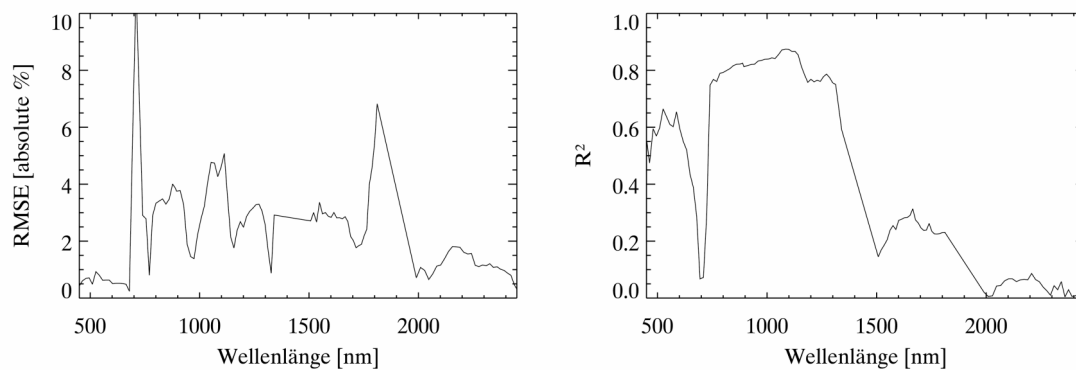


Abbildung VI-10: Qualitätsmaße der Fehleranalyse von PROSAIL mit geometrischem Modell. Links: RMSE. Rechts: Bestimmtheitsmaß R^2 .

Die vergleichsweise hohen Fehler in einigen Wellenlängenbereichen sind auf Modellgenauigkeit, Messfehler aufgrund eines geringen SNR in den entsprechenden Kanälen oder Artefakte der radiometrischen Korrektur zurückzuführen.

2.3 Geometrisches-optisches Modell

Um die Sensitivität und Genauigkeit des geometrisch-optischen Modells zu testen, können Goniometermessungen als Referenz verwendet werden. Die Erhebung solcher Daten ist äußerst aufwendig und konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht realisiert werden. Daher wurde alternativ ein Modellvergleich durchgeführt. Gegenwärtig verfügbare Bestandsreflexionsmodelle sind nicht explizit für Einzelbäume konzipiert, weshalb das Bestandsmodell SAIL herangezogen wurde. Mit SAIL kann man die Parameter *Sensor*- und *Sonnenzenit* sowie den *relativen Azimut* zwischen Sensor und Sonne variieren. Die

Prüfung der variierenden Zenitwinkel der Flächennormale ist nicht möglich, was die Aussagekraft dieser Validierung einschränkt.

Für den Vergleich der Modelle werden alle nicht relevanten Parameter auf einen mittleren, realistischen Wert festgesetzt. Lediglich der Zielparameter wird in einem realistischen Wertebereich variiert (Tabelle VI-1). Mit beiden Modellen werden die Simulationen durchgeführt und anschließend mit dem RMSE vergleichend charakterisiert.

Tabelle VI-1: Modellparameter zum Modellvergleich von SAIL und dem geometrischen Modell. Unterscheidung in Experimente für Sensorzenit, relativen Azimut und Sonnenzenit.

Modellparameter	Sensorzenit	relativer Azimut	Sonnenzenit
N [-]	1.8	1.8	1.8
CAB [$\mu\text{g}/\text{cm}^2$]	70.0	70.0	70.0
CW [g/cm^2]	0.02	0.02	0.02
CDM [g/cm^2]	0.02	0.02	0.02
LAI [-]		6	
diffSKY [%]		0.2	
Sonnenzenit [$^\circ$]	35	35	0-50
Sensorzenit [$^\circ$]	+/- 26	26	0
relativer Azimut [$^\circ$]	0	0-360	0
LAD [-]		planophil	
Flächenneigung [-]		horizontal	

Die Ergebnisse des Modellvergleichs werden im Folgenden detailliert beschrieben.

Einfluss des Sensorzenits

Bei einem gegebenen Sonnenzenit von 35° und zunehmendem Sensorzenit erhöhen sich die von SAIL simulierten Reflexionswerte linear und wellenlängenabhängig. Im geometrischen Modell sind die berechneten Reflexionswerte wellenlängenunabhängig, jedoch eine Funktion vom Kosinus des Sensorzenitwinkels. Die Unterschiede beider Modelle nehmen mit dem Betrag des Sensorzenits zu (Abbildung VI-11). Die Abweichungen der simulierten Reflexionswerte sind für positive Sensorzenitwinkel größer als für negative (3 % bei 26° , bzw. 1 % bei -26°). Dieses asymmetrische Verhalten ist mit der Vorwärtsstreuung der reflektierten Strahlung erklärbar. In SAIL ist der Effekt implementiert, das geometrische Modell geht hingegen von lambertschem Reflexionsverhalten aus.

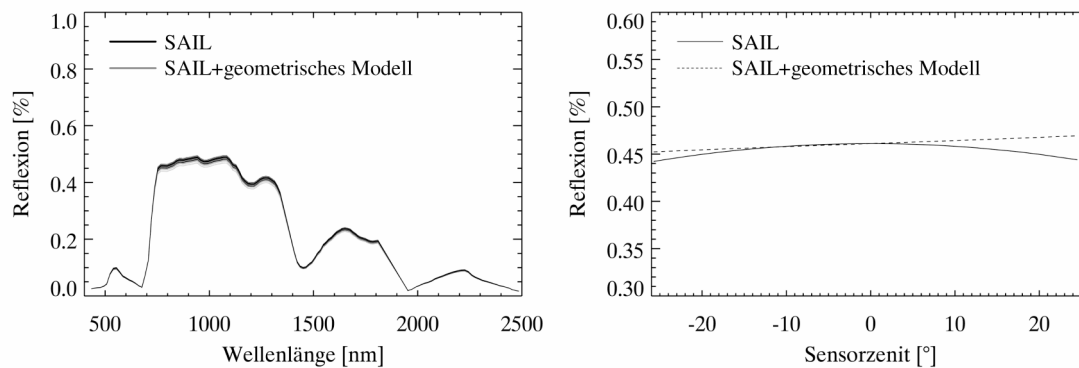


Abbildung VI-11: Modellvergleich SAIL und geometrisches Modell für den Sensorzenit. Links: Simulierte Reflexionsspektren, PROSAIL (schwarz), PROSAIL mit geometrischem Modell (grau). Rechts: Reflexion (900 nm) als Funktion des Sensorzenitwinkels.

Einfluss des relativen Azimutwinkels

Die von SAIL simulierte Reflexionswerte steigen bei zunehmenden relativen Azimutwinkeln nicht linear und wellenlängenabhängig bis zu einem Winkel von 180° und nehmen bei relativen Azimutwinkeln von 180° bis 360° in gleicher Weise ab. Das geometrische Modell ist nicht sensitiv für den relativen Azimutwinkel (Abbildung VI-12). Die Unterschiede beider Modelle nehmen mit steigenden relativen Azimutwinkeln bis zu einem Grenzwert von 180° zu (2 % bei 180°) und dann in gleicher Weise ab. Die in SAIL implementierte Vorwärtsstreuung ist für die Winkelabhängigkeit der simulierten Werte verantwortlich.

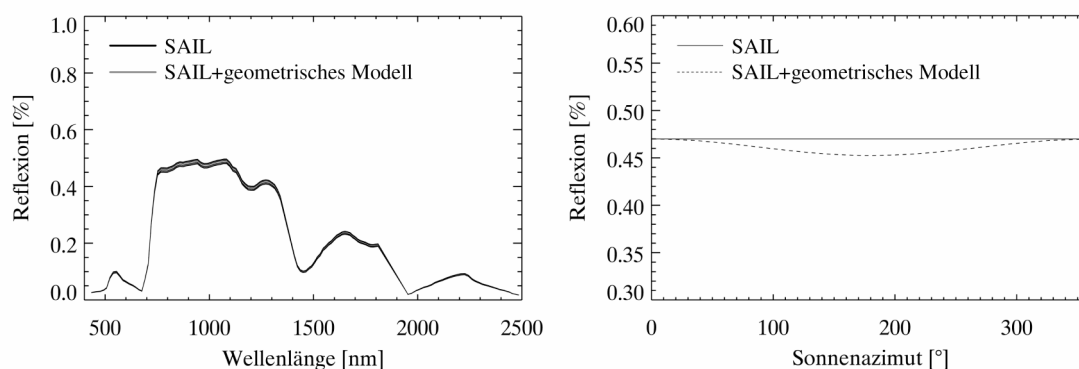


Abbildung VI-12: Modellvergleich SAIL und geometrisches Modell für den relativen Azimut. Links: Simulierte Reflexionsspektren, PROSAIL (schwarz), PROSAIL mit geometrischem Modell (grau). Rechts: Reflexion (900 nm) als Funktion des relativen Azimutwinkels.

Einfluss des Sonnenzenits

SAIL ist für geringe Sonnenzenitwinkel kaum sensitiv. Ab einem Grenzwert von etwa 60° , steigt die Reflexion mit zunehmendem Sonnenzenit. Im geometrischen Modell sind die simulierten Reflexionswerte umgekehrt proportional zum Kosinus des Sonnenzenitwinkels

und wellenlängenunabhängig (Abbildung VI-13). Die Unterschiede beider Modelle sind bei geringen Sonnenzenitwinkeln gering. Bei Winkeln größer 60° ergeben sich zunehmende Unterschiede zwischen den simulierten Reflexionswerten beider Modelle (3 % bei 50°). Wiederum ist die fehlende Einbindung der Vorwärts- und Volumenstreuung im geometrischen Modell für die Abweichungen verantwortlich.

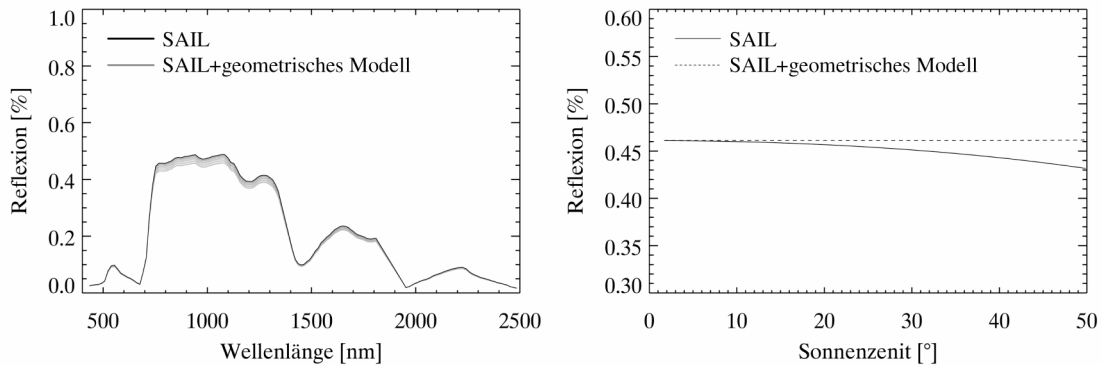


Abbildung VI-13: Modellvergleich SAIL und geometrisches Modell für den Sonnenzenit. Links: Simulierte Reflexionsspektren, PROSAIL (schwarz), PROSAIL mit geometrischem Modell (grau). Rechts: Reflexion (900 nm) als Funktion des Sonnenzenitwinkels.

Die unterschiedliche Umsetzung des anisotropen Reflexionsverhaltens in beiden Modellen resultiert in variierenden simulierten Reflexionswerten. Um die Modellabweichungen zu minimieren, sollten bei der Simulation von Bestandssignaturen die möglichen Parameter der Aufnahmegeometrie in SAIL vorgenommen werden. Anschließend ist mit dem geometrischen Modell lediglich der Parameter *Flächenneigung* zu variieren.

3 Invertierung Blattebene

Die Invertierung der Blattreflexionsspektren mit PROSPECT sowie die Validierung der Ergebnisse sind insbesondere für die Anwendung der Modelle auf Bestandsebene wichtig. Erkenntnisse zur Variabilität der Modellparameter ermöglichen es, einzelne Modellparameter festzusetzen, um so das ill-posed Problem besser zu kompensieren. Die Kenntnis über die Genauigkeit der Invertierungsergebnisse auf Blattebene ist zudem für die Interpretation der Bestandsergebnisse hilfreich.

Die Datengrundlage dieser Untersuchung besteht aus 121 während der Geländekampagne erhobenen Datensätzen, die Labormessungen verschiedener biophysikalischer Parameter und korrespondierende Blattspektren beinhalten. Die Messwerte charakterisieren sich durch eine große Variabilität, da diese von Mai bis September erhoben wurden. Damit liegen optimale Referenzdaten für eine zuverlässige Gütebestimmung vor. Die Validierung

basiert auf dem Vergleich von gemessenen und invertierten Parametern, die mit den statistischen Maßen RMSE und Bestimmtheitsmaß beschrieben werden. Für die Berechnung der LUT mussten zuvor die Wertebereiche der Modellparameter definiert werden, wozu die Laborwerte verwendet wurden. Der strukturbeschreibende Parameter N kann nicht direkt gemessen werden. Der Wertebereich des Strukturparameters wurde daher auf einen für Dikotyledonen passenden Wertebereich mit $1.5 < N < 2.5$ gesetzt (Jacquemoud und Baret 1990; Jacquemoud et al. 2000; Zarco-Tejada et al. 2005). Für die LUT wurden 100 000 Blattspektren simuliert. Die zugrunde liegenden Parameterkombinationen waren zufällig und über den jeweiligen Wertebereich gleich verteilt (Tabelle VI-2). Die Invertierung basierte auf der Minimierung einer Kostenfunktion (Gleichung IV-2). Die Lösung des Invertierungsproblems entspricht dem Median der besten 20 Parameterkombinationen. In der Kostenfunktion wurden nur Wellenlängenbereiche berücksichtigt, die bei der Fehleranalyse (Kapitel VI:2) einen RMSE kleiner 2 % absoluter Reflexion aufwiesen. Diese Einschränkung minimiert unnötige Ungenauigkeiten durch unzureichende Modellgenauigkeiten oder Messfehler.

Tabelle VI-2: Modellparameter für Invertierung auf Blattebene

Parameter	gemessener Wertebereich	Wertebereich für Modelle
N	Strukturparameter [-]	-
CAB	Blattchlorophyllgehalt [$\mu\text{g}/\text{cm}^2$]	10-90
CW	Blattwassergehalt [g/cm^2]	0.006-0.014
CDM	Blattrockenmasse [g/cm^2]	0.004-0.012

Der Chlorophyllgehalt konnte aus den Blattspektren mit einem RMSE von $9.2 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (prozentualer Fehler von $\sim 10\%$) abgeleitet werden (Abbildung VI-14). Generell sind keine additiven oder multiplikativen Abweichungen festzustellen. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0.59. Auffällig sind die Streuung der Werte um die 1:1 Linie sowie einige Datenpunkte mit größerer Abweichung von dieser Linie. Ursache hierfür kann die Art der Beprobung sein oder Datenübertragungsfehler, die durch den Dixon-Ausreißertest (Dixon 1953) nicht erkannt wurden.

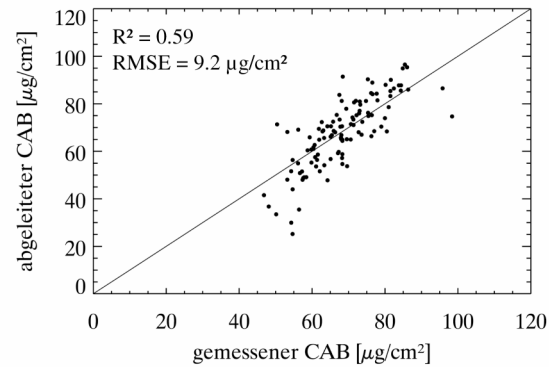


Abbildung VI-14: Abgeleiteter und gemessener Chlorophyllgehalt auf Blattebene.

Aus den Blattspektren wurde der Wassergehalt abgeleitet (Abbildung VI-15). Die gemessenen und geschätzten Werte liegen überwiegend auf der 1:1 Linie, somit liegen keine systematischen Abweichungen vor. Der mittlere Fehler von 0.00132 g/cm^2 entspricht einer prozentualen Abweichung von 12 %. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0.16. Der Wertebereich des Wassergehaltes ist gering und die natürliche Streuung der Werte überlagert den Zusammenhang beider Parameter. Die Ursachen für die Wertestreuung um die 1:1 Line sowie die wenigen Ausreißer wurden bereits beim Chlorophyllgehalt genannt.

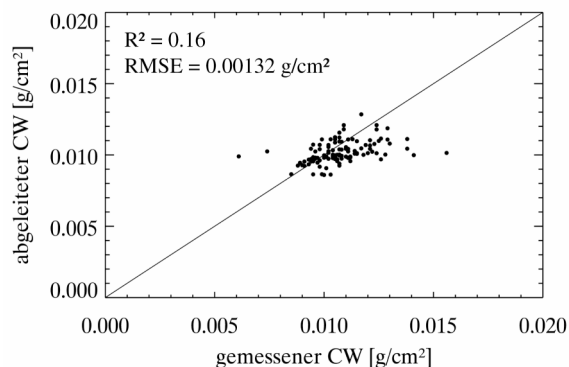


Abbildung VI-15: Abgeleiteter und gemessener Wassergehalt auf Blattebene.

Der Trockenmassegehalt konnte aus den Blattspektren mit einem RMSE von 0.0015 g/cm^2 (prozentualer Fehler von ~18 %) geschätzt werden (Abbildung VI-16). Das Bestimmtheitsmaß liegt bei 0.55. Für geringere Werte der Trockenmasse ist eine gute 1:1 Beziehung feststellbar. Ab einem Gehalt von etwa 0.008 g/cm^2 nimmt die Abweichung der gemessenen und abgeleiteten Werte zu und die geschätzten Werte nähern sich einem Maximum. Trockenmassegehalte über dem sichtbaren Schwellwert sind spektral insensitiv, zunehmende Werte resultieren in nur sehr geringen Veränderungen des Spektralsignals. Die geringen Trockenmassegehalte korrespondieren mit den Messungen der ersten beiden Messtage im Mai. An darauf folgenden Messtagen wurden nur noch hohe Werte ermittelt

(Kapitel III:4). Ursachen für die Streuung der Werte um die 1:1 Line sowie die Ausreißer wurden bereits genannt.

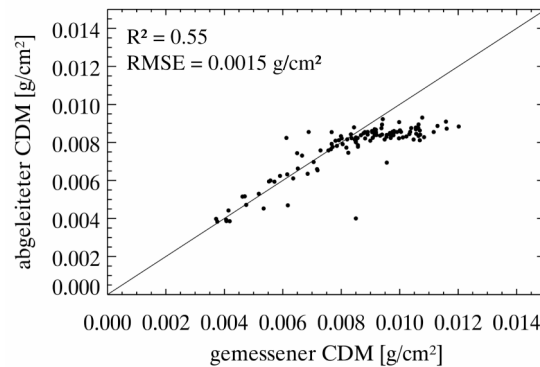


Abbildung VI-16: Abgeleiteter und gemessener Trockenmassegehalt auf Blattebene.

Der geschätzte Strukturparameter N liegt im Mittel bei ~ 1.8 . Über den Messzeitraum ist eine geringe Zunahme bis etwa Mitte Juli beobachtbar und dann eine Stagnation der Werte. Dies korrespondiert mit dem Verlauf des Trockenmassegehalts. An einem Messtag sind die Variationen für die verschiedenen Standorte gering (Abbildung VI-17).

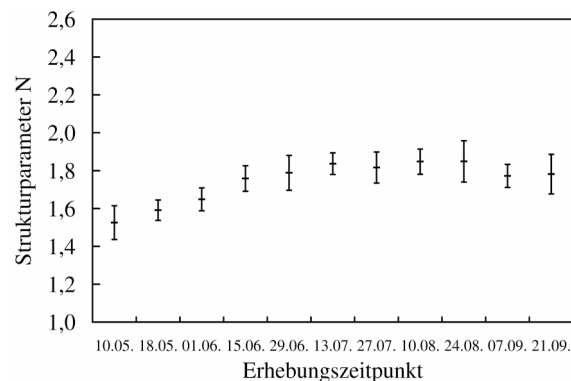


Abbildung VI-17: Invertierter Strukturparameter der Kastanienblätter. Mittelwert aller Bäume je Zeitpunkt, Fehlerbalken entsprechen \pm einer Standardabweichung.

4 Sensitivitätsanalyse Bestandsmodell

Mit dieser Sensitivitätsanalyse werden Effekte untersucht, die komplizierend auf die Modellierung einzelner Bäume wirken. Im Einzelnen sind dies die große Anzahl von zu berücksichtigenden Modellparametern, der Einfluss der gewölbten Kronenform sowie die Abbildung eines Baumes in mehreren Bildelementen. Die Analyse basiert auf verschiedenen Experimenten, die zur Eruierung der Einflussfaktoren konzipiert wurden.

Anzahl zu berücksichtigender Modellparameter

Verschiedene Parameter werden zur Simulation der Bestandsreflexion benötigt, insbesondere im Spektralbereich des NIR und SWIR. Die Wertebereiche der Parameter müssen eingeschränkt oder fixiert werden, um das ill-posed Problem zu kompensieren. Die Invertierungsergebnisse auf Blattebene zeigen, dass der Strukturparameter N gering variabel für Kastanienblätter ist. Der Trockenmassegehalt ist zum Zeitpunkt der Bilddatenerhebung hoch und resultiert in einer Aufsättigung im Signal. Damit sind beide Parameter von vernachlässigbarem Einfluss auf die Reflexion im NIR und SWIR (Damm et al. 2006).

Die zwei Experimente A und B wurden konzipiert, um die Sensitivität der Invertierungsergebnisse bezogen auf den LAI und Wassergehalt zu quantifizieren. Für beide Experimente wird ausschließlich PROSAIL eingesetzt. Im Experiment A ist der LAI fixiert und der Wassergehalt variabel, im Experiment B sind beide Parameter variabel.

Die im Gelände gemessenen LAI-Werte variieren für die Testbäume zwischen 1.8 - 8.6. Die Bestandsreflexion sättigt bereits bei einem LAI von 4 - 6 auf (Guyot 1990). Es ist daher anzunehmen, dass die Untergrundreflexion kaum Einfluss auf die Reflexionssignaturen der Kastanienbäume hat. Um diese Annahme zu eruieren, wurden die Experimente A und B jeweils unterteilt. In den Subexperimenten $A1$ und $B1$ wurde als Untergrundsignatur ein Reflexionsspektrum von Gras verwendet. Bei den Subexperimenten $A2$ und $B2$ wurden variable Untergrundsignaturen zugelassen.

Einfluss der Kronentopographie

Die Kronenform und variierende Blickwinkel des Sensors resultieren in komplexen Aufnahmegeometrien. Diese wiederum bedingen ausgeprägte Gradienten der am Sensor empfangenen Reflexionssignale der Baumkronen. Wenn dieser Effekt ignoriert wird, können signifikante Fehler bei der Parameterschätzung auftreten (Zarco-Tejada et al. 2001). Das geometrische Modell wurde zur Kompensation des Effekts konzipiert. Eine weitere Unterteilung der Experimente war erforderlich, um zu prüfen inwieweit das geometrische Modell den Einfluss der Albedo auf die Invertierungsergebnisse ausgleicht. Die Experimente $A1$ und $A2$ wurden kopiert ($C1$ und $C2$) und mit PROSAIL sowie der geometrischen Erweiterung berechnet. Zudem wurde jedes der bereits etablierten Experimente in zehn Subexperimente unterteilt. In diesen werden jeweils Pixel ausgeschlossen, deren NIR-Reflexionswerte innerhalb eines definierten Wertebereichs liegen: Die erste Stufe schließt alle Pixel mit Reflexionswerten von 0 - 19 % aus. In der

zweiten Stufe werden alle Bildelemente mit Reflexionswerten von 20 - 25 % ausgeschlossen. Systematisch erhöht sich der Wertebereich um 5 % Reflexion. Die zehnte Stufe schließt Bildelemente mit Reflexionswerten größer 60 % aus.

Der Umgang mit mehreren Bildelementen je Baum

Werden alle Bildelemente eines Baumes einzeln invertiert, zeigt ein vorab durchgeführter Test eine Variabilität der geschätzten Parameter (Damm und Hostert 2007). Dieser Effekt ist einerseits durch die Heterogenität der Krone induziert, andererseits durch am Kronenrand vorhandene Mischpixel. Vier Optionen stehen zur Kompensation des Effekts zur Verfügung. Eine Möglichkeit ist, ein gemitteltes Spektrum je Baum zu berechnen und dieses anschließend zu invertieren. Das gemittelte Reflexionssignal kann mit dem arithmetischen Mittel ($\mu 1$) und dem Median ($m1$) bestimmt werden. Weiterhin können alle Pixel einzeln invertiert werden, wobei die Parametersets anschließend mit dem arithmetischen Mittel ($\mu 2$) und dem Median ($m2$) zusammenzufassen sind. Um den Einfluss der vier Optionen auf die Invertierungsergebnisse zu prüfen, wurden die bereits konzipierten Experimente in vier Subexperimente ($\mu 1$, $\mu 2$, $m1$, $m2$) unterteilt.

Für die Hauptexperimente *A1*, *A2*, *B1*, *B2*, *C1* und *C2* wurden individuelle LUT simuliert (Tabelle VI-3). Die zu invertierenden Bestandsspektren der zehn Testbäume wurden manuell im Hyperspektraldatensatz extrahiert. Je Experiment wurde anschließend ein spezifisches Set von Bildelementen invertiert, das den zuvor definierten Regeln entspricht. Zur Parameterschätzung wurde die Kostenfunktion aus Gleichung IV-2 verwendet.

Tabelle VI-3: Modellparameter für Sensitivitätsanalyse von PROSAIL und PROSAIL mit dem Geometrischen Modell.

Parameter	EXP A1	EXP A2	EXP B1	EXP B2	EXP C1	EXP C2
N Strukturparameter [-]				1.8		
CAB Blattchlorophyll [$\mu\text{g}/\text{cm}^2$]				20 – 90		
CW Blattwasser [g/cm^2]				0.008 – 0.022		
CDM Blatttrockenmasse [g/cm^2]				0.01		
US Untergrund [-]	Wiese	Wiese Boden Asphalt Beton Wasser	Wiese	Wiese Boden Asphalt Beton Wasser	Wiese	Wiese Boden Asphalt Beton Wasser
LAI Blattflächenindex [-]	6	6	2 – 8	2 -8	6	6
fW Anteil Holzmaterial [%]				0		
LAD Blattstellungswinkel [-]				planophil		
Zn Flächenneigung [$^\circ$]	-	-	-	-	-50-50	-50-50

Die Auswertung der Experimente basierte auf dem RMSE, durch den Vergleich der geschätzten Parameter mit den Labor- und Geländemessungen. Der RMSE wurde jeweils für den Chlorophyll- und Wassergehalt berechnet (Abbildung VI-18).

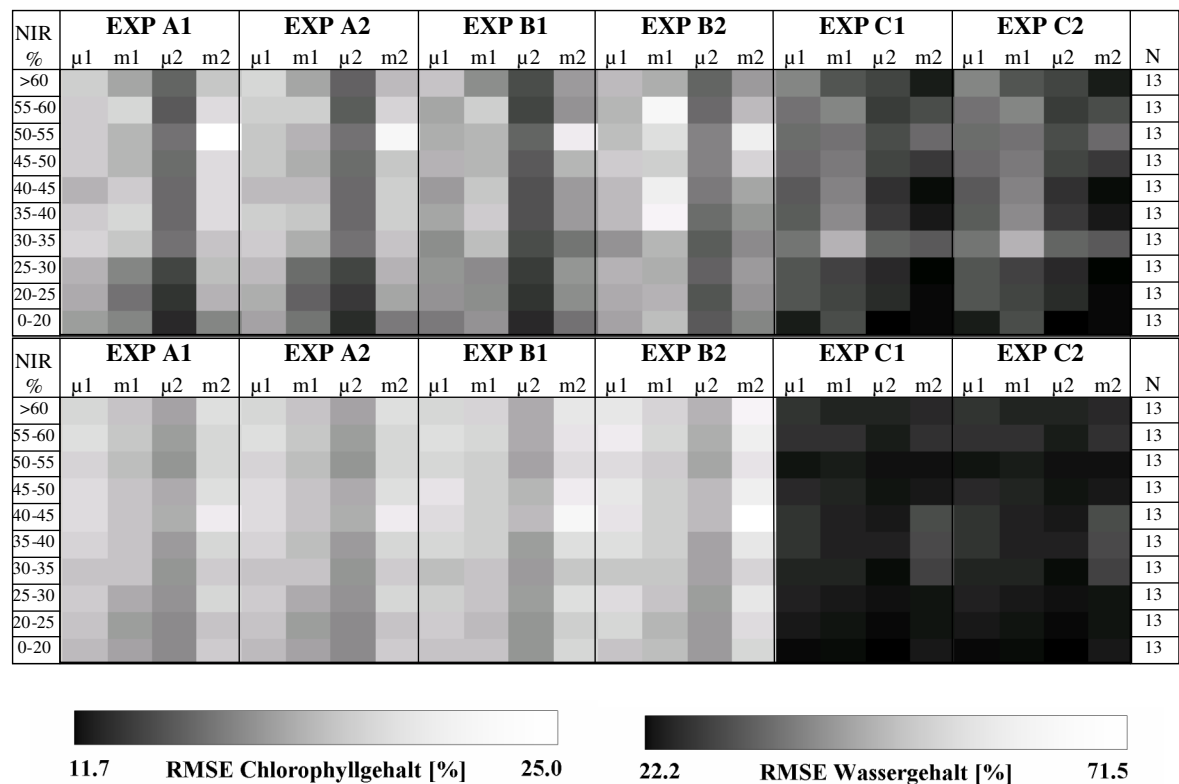


Abbildung VI-18: Auswertung der Experimente zur Modellsensitivität. Oben: RMSE-Werte für Chlorophyllgehalt. Unten: RMSE-Werte für Wassergehalt.

In den verschiedenen Experimenten ist eine große Spanne des RMSE feststellbar. Der RMSE variiert für den Chlorophyllgehalt zwischen $7.6 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (prozentuale Abweichung 11.7 %) und $16.3 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (25.0 %) sowie für den Wassergehalt zwischen $0.0026 \text{ g}/\text{cm}^2$ (22.2 %) und $0.008 \text{ g}/\text{cm}^2$ (71.5 %). In den Experimenten A1 - B2 wurden verschiedene Konstellationen der Modellparameter *Wassergehalt*, *LAI* und *Untergrundsignal* untersucht. In den Ergebnissen treten nur geringfügige Veränderung der Invertierungsergebnisse auf. Dies bestätigt die Annahme, dass die hohen LAI-Werte zu einer Aufsättigung im Spektralsignal führen. Deutlich kleinere Fehler können in den Experimenten C1 und C2 festgestellt werden, in denen die variable Flächenneigung berücksichtigt wurde. Dies verdeutlicht die Bedeutung dieses Parameters, bzw. den Einfluss der Kronentopographie auf die Invertierungsergebnisse.

Durch systematischen Ausschluss von Bildelementen mit definierten Reflexionswerten im NIR sollten weiterführende Erkenntnisse zum Einfluss der Albedo auf die Invertierungsergebnisse gewonnen werden. In Abbildung VI-19 ist der RMSE in

Abhängigkeit der definierten NIR-Reflexionswertebereiche abgetragen. Es ist kein eindeutiger Zusammenhang des Fehlers von den Albedostufen erkennbar. Wie bereits in Abbildung VI-18 erkennbar, sind die geringeren Fehler für die Parameter *Chlorophyll*- und *Wassergehalt* auffällig, wenn die variable Flächenneigung berücksichtigt wird. Die hohen Fehler bei der alleinigen Nutzung von PROSAIL resultieren aus der Verletzung einer Modellannahme von SAIL, die eine horizontale Flächenausrichtung voraussetzt. Wird diese Annahme nicht berücksichtigt, können die entsprechenden Spektralsignaturen nicht simuliert werden. Daraus ergeben sich fehlerhafte Parameterschätzungen bei der Invertierung. Durch das geometrische Modell wird die Modellannahme aufgehoben und die Invertierungsergebnisse können verbessert werden.

Der Wassergehalt wird bei variablem LAI mit einem geringfügig höheren RMSE abgeleitet. Dies ist auf das ill-posed Problem zurückzuführen: Bei den besten Invertierungslösungen basierte die Simulation der Reflexionsspektren auf geringen LAI-Werten, die wiederum durch eine Überschätzung des Wassergehaltes ausgeglichen wurden.

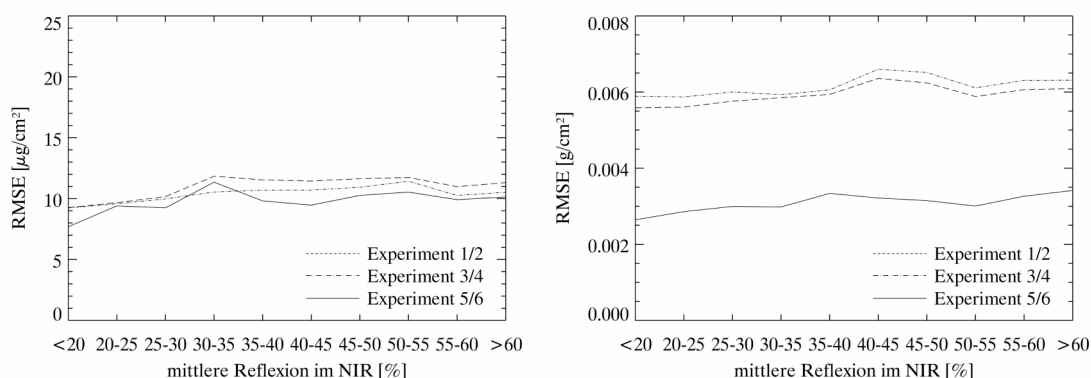


Abbildung VI-19: Abhängigkeit der Modellfehler von der Albedo. Experimentset $\mu 2$. Links: RMSE-Werte für den Chlorophyllgehalt. Rechts: RMSE-Werte für den Wassergehalt.

Die beste Übereinstimmung der geschätzten und der gemessenen Parameterwerte sind zu erzielen, wenn alle Pixel eines Baumes invertiert werden und anschließend der Mittelwert des Parametersets berechnet wird (Experimentgruppe $\mu 2$) (RMSE für den Chlorophyllgehalt: Mittelwert einzelne Spektren 14.9 %, Mittelwert gemitteltes Spektrum 17.0 %; für den Wassergehalt: Mittelwert einzelne Spektren 25.9 %, Mittelwert gemitteltes Spektrum 29.1 %). Für berechnete Mittelwertspektren treten größere Fehler aus folgendem Grund auf: Ist der Baum durch extrem helle oder dunkle Spektren charakterisiert, kann das berechnete Mittelwertspektrum ebenso extrem sein. PROSAIL kann diese Spektralsignaturen nur unzureichend oder nicht simulieren. Somit liegt nach der Invertierung für den Baum ein falsches Parameterset vor. Bei der Invertierung der

einzelnen Werte können mehrere realistische Werte geschätzt werden, was den Fehler reduziert.

Folgende summarisch zusammengestellten Erkenntnisse der Sensitivitätsstudie ermöglichen es, die Berechnung der LUT sowie den Invertierungsprozess zu optimieren:

- Der Strukturparameter N ist gering variabel und der Trockenmassegehalt sättigt auf. Damit sind beide Parameter spektral nicht sensitiv und sollten fixiert werden.
- Der Einfluss des LAI und der Untergrundspektren ist bei den vorliegenden hohen LAI-Werten vernachlässigbar. Damit sollten beide Parameter fixiert werden.
- Die für einen Baum aus verschiedenen Bildelementen bestimmten Parameter variieren. Die Zuweisung eines Parametersets je Baum ist dann mit dem geringsten Fehler möglich, wenn jedes Bildelement einzeln invertiert und anschließend der Mittelwert der Parameter berechnet wird.
- Die Modellkombination PROSAIL ist nicht geeignet, um Spektralsignaturen mit extremer Aufnahme- und Beleuchtungsgeometrie zu simulieren. Die Nutzung der geometrischen Erweiterung kann diese Einschränkung kompensieren und Güte der Parameterschätzung erhöhen.

5 Invertierung Bestandsebene

Mit dieser Analyse wird die Parameterschätzung auf Bestandsebene validiert. Dabei werden optimale Voraussetzungen angenommen, um die best möglichen Ergebnisse herauszuarbeiten. Optimale Voraussetzungen bedeuten, dass die Bildelemente der zehn Testbäume manuell gesucht und die Erkenntnisse der Sensitivitätsstudie berücksichtigt werden.

Die Ergebnislösung wird mit dem RMSE und dem Bestimmtheitsmaß charakterisiert. Hierzu werden die geschätzten Parameter den Labor- und Geländemessungen vom 20.06. gegenübergestellt. Für die Berechnung der LUT mussten zuvor die Wertebereiche der Modellparameter definiert werden. Einige Modellparameter wurden auf einen konstanten Wert gesetzt, um die Anzahl der Variablen zu reduzieren und somit den Einfluss des ill-posed Problems zu minimieren (Tabelle VI-4):

- Der Wertebereich des LAI für die Testbäume variiert zwischen 1.8 - 8.8. Die untere Grenze des Wertebereichs wird durch die kleinen Bäume in der *Grellstraße* bestimmt.

Im Mittel liegen die LAI-Werte bei 5.4, exklusive der beiden kleinen Bäume bei 6.2. Diese hohen Werte korrespondieren mit verschiedenen Untersuchungen zu anderen mitteleuropäischen Laubbäumen (Hagemeier 2002; Wagner und Hagemeier 2006). Der LAI wurde für die Simulation auf den konstanten Wert 6 gesetzt.

- Der Blattstellungswinkel der Kastanien wurde analog zu den Arbeiten von Hagemeier (2002) sowie Wagner und Hagemeier (2006) planophil angenommen. Diese mehrheitlich horizontale Blatorientierung wurde in Untersuchungen verschiedener mitteleuropäischer Laubbaumbestände bestimmt und wurde als repräsentativ für die Kastanien angenommen.
- Der Anteil diffuser Himmelsstrahlung wurde über alle Wellenlängenbereiche als konstant angenommen und entsprechend den Schätzungen aus der radiometrischen Korrektur auf 0.25 gesetzt.

Für die LUT wurden 250 000 Bestandsspektren simuliert. Die zugrunde liegenden Parameterkombinationen waren zufällig über den entsprechenden Wertebereich verteilt. Als Kostenfunktion wurde Gleichung IV-2 verwendet. Die Lösung des Invertierungsproblems entspricht wiederum dem Median der besten 20 Parameterkombinationen. In der Kostenfunktion wurden nur Wellenlängenbereiche berücksichtigt, die in der Fehleranalyse in Kapitel VI:2 einen RMSE unter 2 % (absolute Reflexion) aufwiesen.

Tabelle VI-4: Modellparameter für Bestandsmodellierung

Parameter		gemessener Wertebereich	Wertebereich für Modelle
N	Strukturparameter [-]	-	1.8
CAB	Blattchlorophyllgehalt [$\mu\text{g}/\text{cm}^2$]	10-90	20-90
CW	Blattwassergehalt [g/cm^2]	0.006-0.022	0.006-0.022
CDM	Blattrockenmasse [g/cm^2]	0.004-0.012	0.01
US	Untergrund [-]	Gras	Gras
LAI	Blattflächenindex [-]	2-8	6
LAD	Blattstellungswinkel [-]	planophil	planophil
fwood	Anteil Holzmaterial [%]	-	10
skyl	diffuse Himmelsstrahlung [%]	0.2	0.2
SZ	Sonnenzenit [$^\circ$]	31.0	31.0
SA	Sonnenazimut [$^\circ$]	180	180
OZ	Sensorzenit [$^\circ$]	-30 – 30	-30 – 30
OA	Sensorazimut [$^\circ$]	0	0
FZ	Flächenzenit [$^\circ$]	-45 – 45	-45 – 45
FA	Flächenazimut [$^\circ$]	0	0

Der Chlorophyllgehalt wurde aus den Bestandsspektren geschätzt, wobei keine systematischen Abweichungen von der 1:1 Linie feststellbar sind (Abbildung VI-20). Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0.53 und der RMSE $7.6 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, was einem prozentualen Fehler

von etwa 11.7 % entspricht. Die Variation der geschätzten Parameterwerte aus den einzelnen Pixeln je Baum ist groß. Aufgrund der variierenden Grundgesamtheit von Bildelementen je Baum sind allgemein gültige Aussagen zur Variabilität jedoch nicht möglich. Die Testbäume am *Zeltenplatz* sind in zwei Flugstreifen mit senkrecht zueinander stehenden Flugrichtungen abgebildet. Die korrespondierenden Bildpunkte sind in Abbildung VI-20 schwarz markiert. Für zwei Testbäume wurden in etwa gleiche Parameterwerte aus beiden Flugstreifen abgeleitet. Beim dritten Testbaum liegt die Abweichung bei ca. $11 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, entsprechend einem prozentualen Fehler von 15 %. Dieses Ergebnis hebt die Eignung des geometrischen Modells hervor, die Albedoeffekte zu kompensieren und damit die Güte der Invertierung zu steigern.

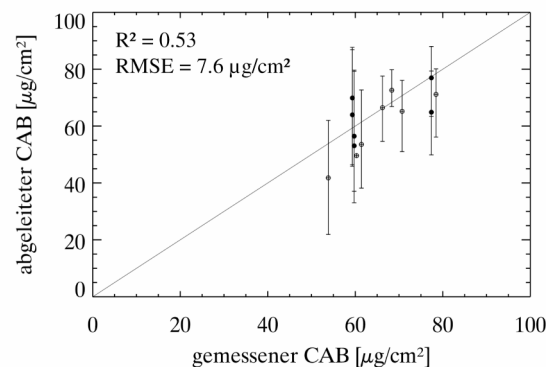


Abbildung VI-20: Abgeleiteter und gemessener Chlorophyllgehalt auf Bestandsebene. In zwei Flugstreifen abgebildete Testbäume sind schwarz markiert. Die Fehlerbalken zeigen die Parametervariabilität je Baum.

Der Wassergehalt konnte aus den HyMap-Daten mit einem RMSE von $0.0026 \text{ g}/\text{cm}^2$ (prozentualer Fehler 22.2 %) und einem Bestimmtheitsmaß von 0.077 geschätzt werden (Abbildung VI-21). Die geschätzten und gemessenen Werte weisen eine gute 1:1 Beziehung auf. Die Variation des Wassergehaltes ist gering, wodurch der Trend durch die natürliche Parametervariabilität überlagert wird. Wie beim Chlorophyllgehalt ist die Variation der geschätzten Parameterwerte aus den einzelnen Pixeln je Baum groß und die variierende Grundgesamtheit von Bildelementen je Baum lässt keine allgemein gültigen Aussagen zu. Die in zwei Flugstreifen abgebildeten Bäume sind in Abbildung VI-21 schwarz markiert. Für zwei Testbäume wurden wiederum in etwa gleiche Parameterwerte aus beiden Flugstreifen abgeleitet. Beim dritten Testbaum liegt die Abweichung bei ca. $0.002 \text{ g}/\text{cm}^2$, entsprechend einem prozentualen Fehler von 24 %.

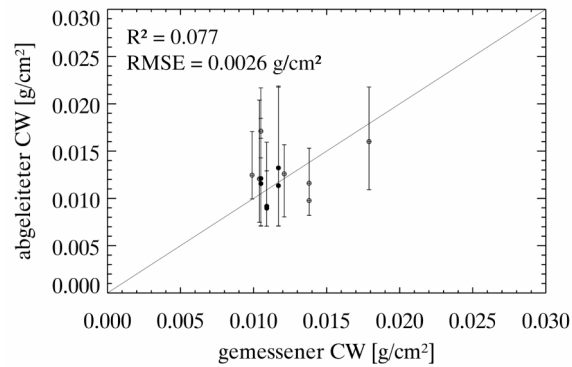


Abbildung VI-21: Abgeleiteter und gemessener Wassergehalt auf Bestandsebene. In zwei Flugstreifen abgebildete Testbäume sind schwarz markiert. Die Fehlerbalken zeigen die Parametervariabilität je Baum.

6 Prüfung des Verfahrens zur automatisierten Pixelselektion

Das Verfahren zur automatisierten Pixelextraktion umfasst zwei Teilschritte: Im ersten werden die ALK- und Bilddaten geometrisch angepasst. Im zweiten werden die spektral reinen Bildelemente selektiert.

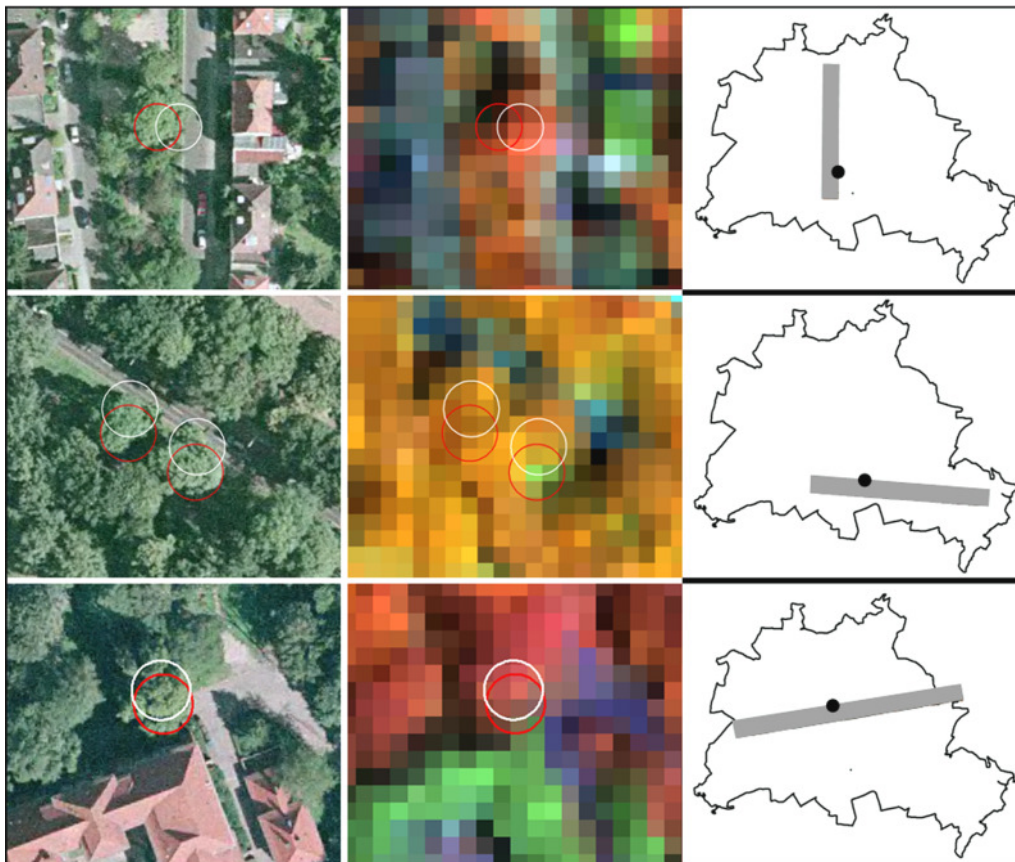


Abbildung VI-22: Visuelle Validierung der an die Bilddaten angepassten ALK-Daten. Links: Digitale Luftbilder (DOP25). Mitte: HyMap-Daten. Rechts: Lage im Flugstreifen. Überlagert sind Kronenpolygone (rot: unkorrigiert; weiß: korrigiert).

Der erste Verfahrensschritt kann nur visuell validiert werden, da exakte Referenzdaten fehlen. Hierzu wurden die korrigierten und unkorrigierten Polygone den HyMap Daten überlagert und qualitativ begutachtet (Abbildung VI-22). Basierend auf einer Vielzahl von Einzelbegutachtungen ist festzustellen, dass die ALK-Daten gut an die Bilddaten angepasst werden können. Dies trifft auch für den Fall extremer Blickwinkel zu.

Mit dem zweiten Verfahrensschritt wurden automatisiert Bildelemente der zehn Testbäume im HyMap-Datensatz selektiert. Anschließend wurde der Chlorophyll- sowie Wassergehalt geschätzt und anschließend relativ und absolut validiert. Die Labor und Geländemessungen dienten als absolute Referenz. Als relative Referenzwerte werden die in Kapitel VI:5 invertierten Parameter herangezogen. Die Übereinstimmung beider Datensätze wurde mit dem Bestimmtheitsmaß und dem RMSE charakterisiert.

In Abbildung VI-23 sind die Chlorophyll- und Wassergehalte vom manuellen und automatisierten Verfahren gegenübergestellt. Bei diesem relativen Vergleich kann eine gute Übereinstimmung beider Wertesets festgestellt werden. Das Bestimmtheitsmaß für den Chlorophyllgehalt liegt bei 0.75 und der RMSE bei $6.2 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (9.4 %). Für den Wassergehalt beträgt das Bestimmtheitsmaß 0.57 und der RMSE $0.0017 \text{ g}/\text{cm}^2$ (14.5 %).

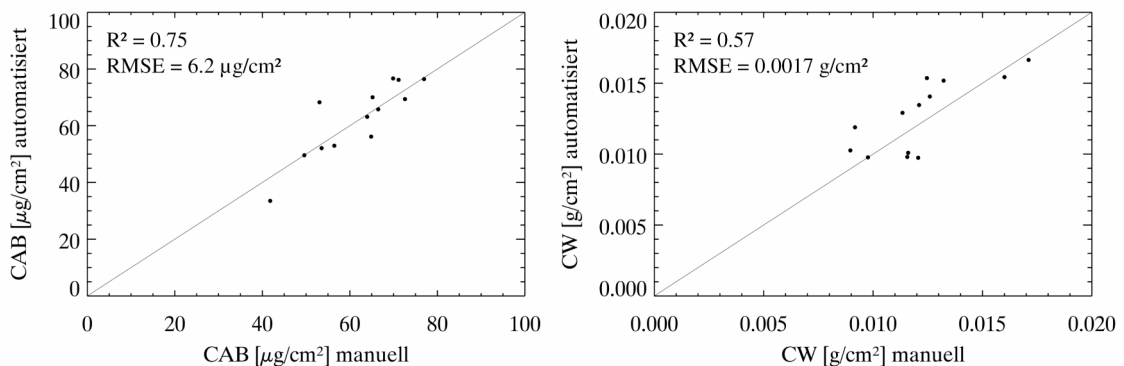


Abbildung VI-23: Relativer Vergleich von manueller und automatisierter Pixelselektion. X-Achse: manuell ermittelte Werte. Y-Achse: automatisiert ermittelte Werte.

Beim absoluten Vergleich verringert sich die Ergebnisgüte des automatisierten Vorgehens. Das Bestimmtheitsmaß für den Chlorophyllgehalt sinkt von 0.53 auf 0.31 und der RMSE erhöht sich von $7.6 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (11.7 %) auf $10.7 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (16.4 %). Für den Wassergehalt ist die Abnahme der Genauigkeit ähnlich: Das Bestimmtheitsmaß sinkt von 0.077 auf 0.006 und der RMSE erhöht sich von $0.026 \text{ g}/\text{cm}^2$ (22.2 %) auf $0.003 \text{ g}/\text{cm}^2$ (26.8 %).

Für den zweiten Verfahrensschritt wurden folgende Annahmen aufgestellt, die sich negativ auf das Ergebnis der Schätzung auswirken:

- Kritisch ist die Annahme einer kreisrunden Baumkrone. Speziell in gruppenständigen Beständen ergeben sich Überlappungen mit benachbarten Bäumen und die Kronenform ist elliptisch. Wird eine kreisrunde Krone angenommen, werden auch Kronenbereiche anderer Bäume fälschlich selektiert. Bei den zehn Testbäumen ist insbesondere der Standort am *Dom* und am *Zeltenplatz* durch gruppenständige Bäume charakterisiert, was in Teilen die beobachtete Genauigkeitsabnahme erklärt.
- Eine weitere Annahme setzt voraus, dass die Kronendurchmesser mit den Katasterdaten vorliegen. Diese sind auch weitestgehend aktuell und genau. Treten in diesen Daten jedoch Ungenauigkeiten auf, können Bäume analysiert werden, die einen kritischen Kronendurchmesser unterschreiten. In diesem Fall liegen Mischpixel vor und die Parameterschätzung ist fehlerhaft.
- Weisen die Bilddaten geometrische Verzerrungen auf, können für Bäume mit geringem Kronendurchmesser Mischpixel selektiert werden. Dies wirkt sich wiederum auf die Genauigkeit der Parameterschätzung aus.
- Bezüglich der Deckungsgleichheit von Pixelraster und Baum für diese Untersuchung wurde der theoretisch günstige Fall angenommen. Damit können für einige Bäume auch Mischpixel selektiert werden, was die Genauigkeit negativ beeinflusst.

7 Übertragung auf den Untersuchungsraum

Die praktische Anwendbarkeit des Verfahrens wird hier mit der Übertragung des Ansatzes auf die sechs verfügbaren HyMap Datensätze gezeigt. Baumkatasterdaten und verknüpfte ALK-Daten konnten zu Testzwecken lediglich von den Grünflächenämtern der Stadtbezirke *Mitte* und *Lichtenberg* bereitgestellt werden. Zudem mussten Bäume mit einem Kronendurchmesser kleiner 6 m ausgeschlossen werden. Damit steht eine Grundgesamtheit von 138 Testbäumen für diese Analyse zur Verfügung.

Das Analyseschema wurde nach den erarbeiteten Vorschlägen der Sensitivitätsstudie optimiert:

- 250 000 Bestandsspektren wurden simuliert und in einer Look-Up Tabelle gespeichert. Die Wertebereiche der Modellparameter wurden analog der Analyse in Kapitel VI:5 festgelegt (Tabelle VI-4).

- Anschließend wurde die Geometrie der ALK-Daten an die Hyperspektraldaten angepasst (Kapitel V:2) und die Spektrenselektion durchgeführt (Kapitel V:3). Hierbei wurden die Bäume entsprechend ihres Kronendurchmesser ausgewählt.
- Für die Parameterschätzung wurde eine Kostenfunktion (Gleichung IV-2) minimiert. Das Parameterset je Bildelement berechnete sich aus dem Median der 20 besten Lösungen des Invertierungsproblems. Für die einzelnen Bildelemente je Baum wurde jeweils ein Parameterset berechnet und aus diesem anschließend das arithmetische Mittel gebildet, um einen baumspezifisches Set von Vitalitätsparametern zur erhalten.

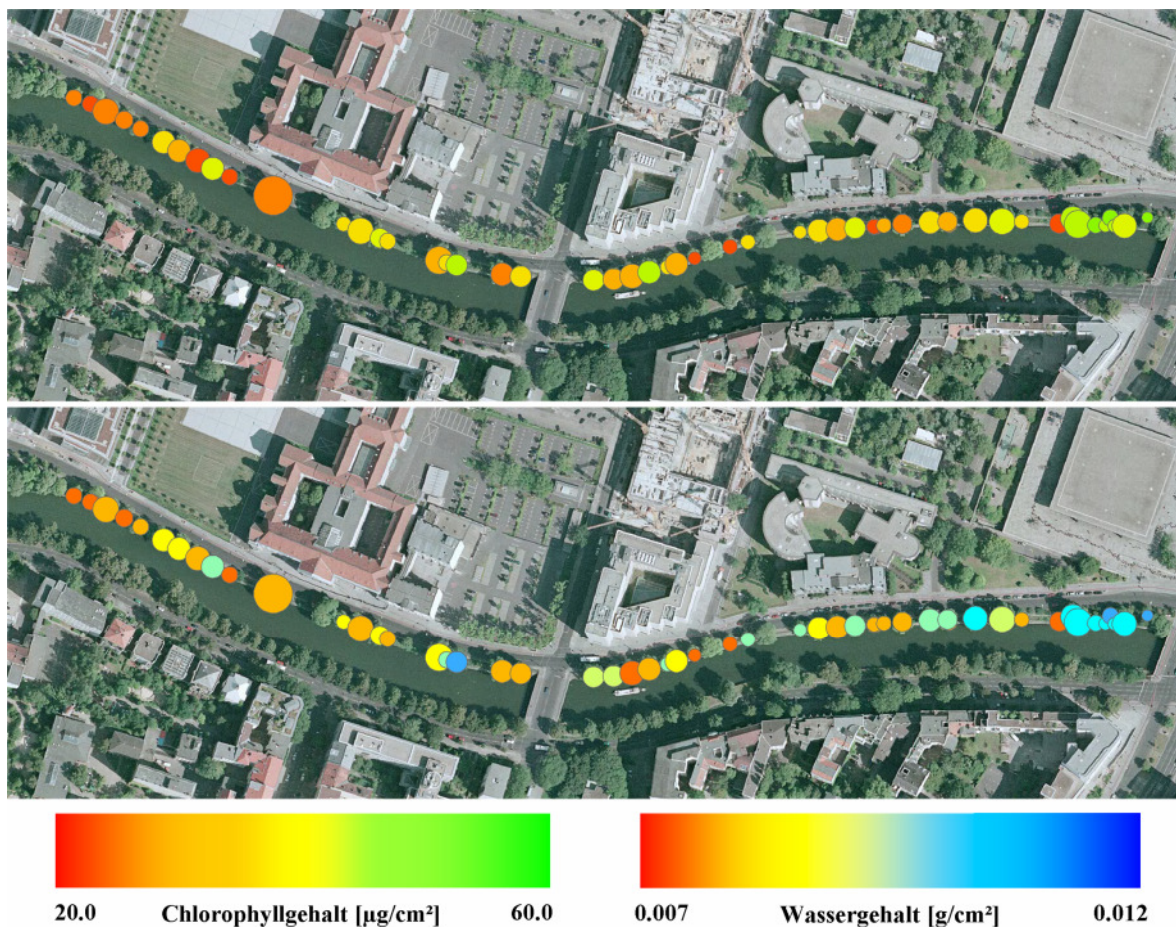


Abbildung VI-24: Räumliche Visualisierung der Vitalitätsparameter. Standort Landwehrkanal/Hiroshimastraße in Berlin. Oben: Chlorophyllgehalt. Unten: Wassergehalt. Farblich codierte ALK-Daten wurden einem digitalen Orthophoto (DOP25) überlagert.

Die abgeleiteten Werte wurden letztendlich mit den vorliegenden Katasterdaten geknüpft und konnten anschliessend in ein Geoinformationssystem eingebunden werden. Damit sind die abgeleiteten Parameter räumlich visualisierbar. In Abbildung VI-24 ist exemplarisch der Standort am *Landwehrkanal* dargestellt, der durch einen zahlreichen Kastanienbestand charakterisiert wird. Auf Basis der geometrischen Informationen der ALK-Daten sowie der Katasterdaten zum Kronendurchmesser, wurde je Testbaum ein Polygon berechnet. Die

fernerkundlich abgeleiteten Chlorophyll- und Wassergehalte sind farblich kodiert und den Polygonen zugewiesen.

Referenzdaten existieren lediglich für die elf Testbäume, womit keine absolute Prüfung der Ergebnisse für die analysierten 138 Bäume stattfinden. Um dennoch Aussagen zur Güte der abgeleiteten Parameter zu erhalten, wurden eine Plausibilitätsprüfung sowie ein relativer Vergleich herangezogen.

Plausibilitätsprüfung

In Abbildung VI-25 sind beispielhaft zwei Bäume am Standort *Schulenburgpark* (Neukölln) herausgegriffen, deren Vitalitätsparameter stark voneinander abweichen. Die Chlorophyllgehalte unterscheiden sich um etwa $50 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ und die Wassergehalte um etwa $0.01 \text{ g}/\text{cm}^2$. Damit repräsentieren beide Bäume gewissermaßen beide Extrema des Vitalitätszustandes. Parallel zur Bilddatenerhebung wurden die Bäume im Gelände visuell begutachtet und ihr Zustand photographisch dokumentiert. Mit diesen Erhebungen kann die Plausibilität der ermittelten Werte bestätigt werden. Der kranke Baum zeichnet sich durch einen lichten Laubbestand aus und die Blätter sind klein, hellgrün-gelblich und teilweise zusammengerollt. Der gesunde Baum weist hingegen einen dichten Laubbestand auf und die Blätter sind groß und dunkelgrün.

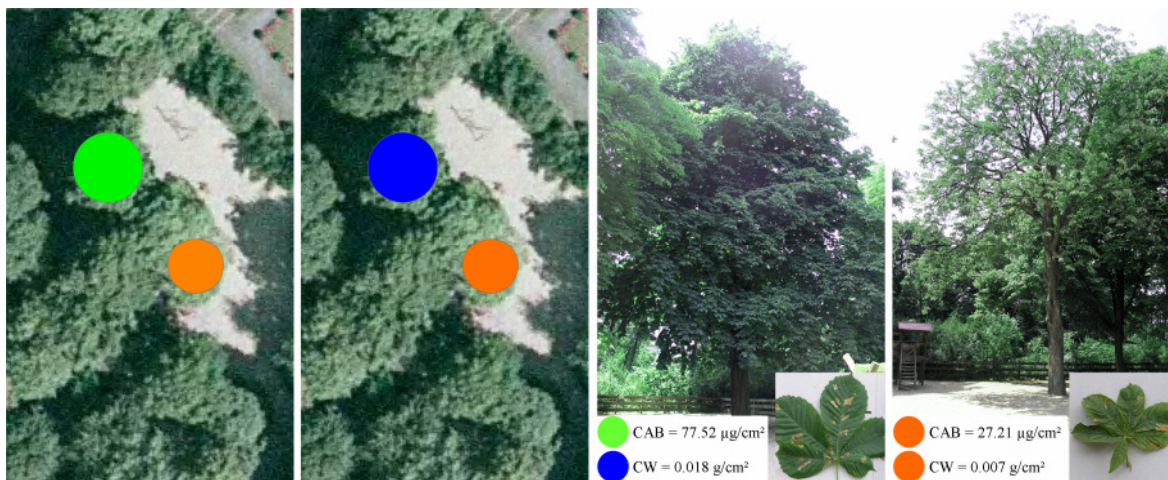


Abbildung VI-25: Vitalitätsparameter für eine geschädigte und ungeschädigte Kastanie. Links: Chlorophyllgehalt. Mitte-links: Wassergehalt. Mitte-rechts: Photographie des gesunden Baumes. Rechts: Photographie des kranken Baumes. Bilddatengrundlage: Digitales Orthophoto (DOP25).

Eine weitere Möglichkeit der Plausibilitätsprüfung besteht in der deskriptiven Beschreibung der Vitalitätsparameter aller untersuchten Bäume. Hierzu wurde jeweils für den Chlorophyll- und den Wassergehalt ein Histogramm erzeugt (Abbildung VI-26). Offensichtlich ist, dass die Werte sich nicht an den Parametergrenzen akkumulieren. Damit

ist eine Fehlparametrisierung in Form von zu eng gesetzten Wertebereichen nicht wahrscheinlich. Die Interpretation der Werteverteilung ist ohne Referenzerhebungen nicht möglich. Auffällig ist, dass die Wassergehalte eher gering sind und die Chlorophyllgehalte hauptsächlich mittlere Werte annehmen.

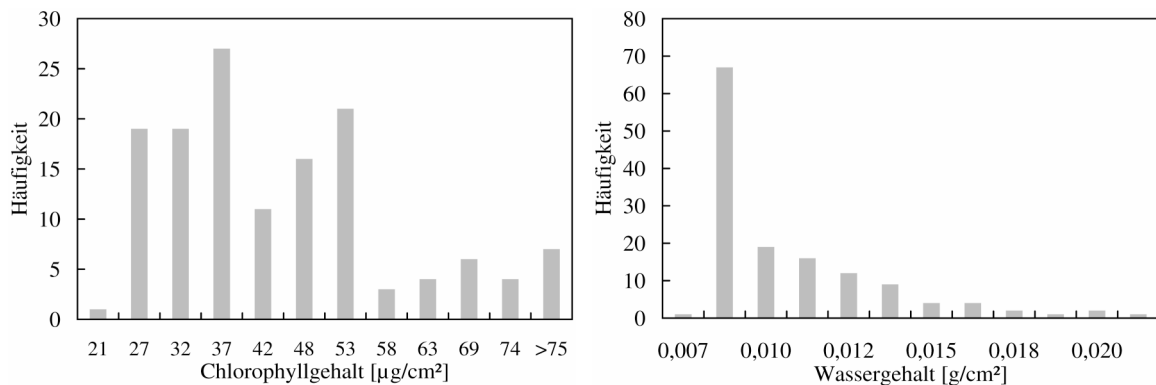


Abbildung VI-26: Histogramm für die Vitalitätsparameter von 138 Testbäumen. Links: Chlorophyllgehalt. Rechts: Wassergehalt.

Relativer Vergleich

Der relative Vergleich ermöglicht eine quantitative Bewertung der invertierten Werte. Hierzu wurden die Werte von 20 Bäumen herangezogen, die in verschiedenen Bilddatensätzen abgebildet sind. Beide Parametersets je Baum wurden gegenübergestellt und mit dem RMSE und Bestimmtheitsmaß charakterisiert (Abbildung VI-27). Beim Vergleich fielen sechs Bäume auf, deren Parameter deutlich voneinander abweichen. Allen gemeinsam ist, dass sie im nördlichen Bildbereich eines HyMap-Flugstreifens (Streifen 5) liegen und vom Hot-Spot Effekt betroffen sind. Da dieser Effekt in den Modellen nicht berücksichtigt ist und die extrem hellen Reflexionssignaturen nicht simuliert werden können, tritt eine deutliche Unterschätzung der Parameter auf (der Wassergehalt nähert sich der unteren Grenze des Wertebereichs).

Für die übrigen Bäume ist eine gute relative Übereinstimmung der Werte feststellbar. Der RMSE für den Chlorophyllgehalt beträgt $9.2 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, was einem prozentualen Fehler von 15.3 % entspricht ($R^2 = 0.77$). Der Wassergehalt ist mit einer Genauigkeit von $0.0018 \text{ g}/\text{cm}^2$ (prozentualen Fehler von 18.0 %) aus beiden Flugstreifen ableitbar ($R^2 = 0.72$).

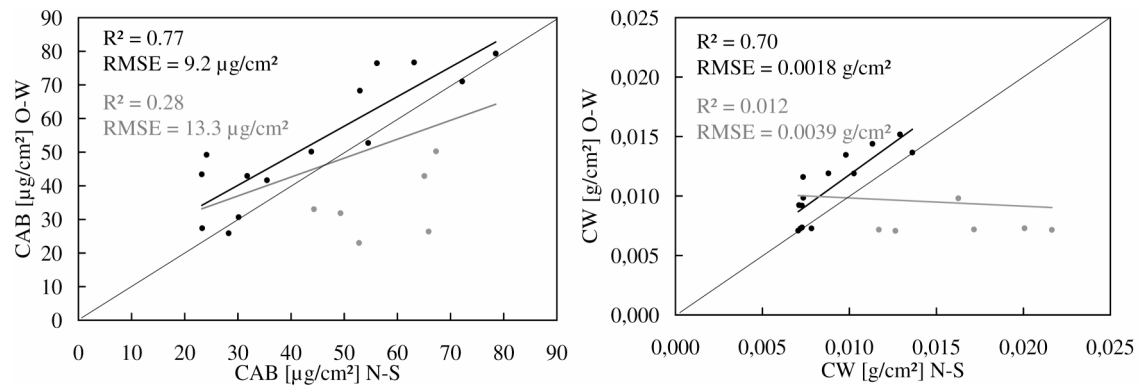


Abbildung VI-27: Aus zwei Flugstreifen abgeleitete Vitalitätsparameter einzelner Bäume. X-Achse: Parameterschätzung aus Nord-Süd ausgerichteten Flugstreifen. Y-Achse: Parameterschätzung aus Ost-West ausgerichteten Flugstreifen. Links: Chlorophyllgehalt. Rechts: Wassergehalt. Schwarz markiert sind nicht vom HotSpot Effekt betroffene Bäume.

Kapitel VII: Diskussion

Gegenstand der vorliegenden Dissertation ist die Entwicklung eines Verfahrens, mit dem die Methode der Strahlungstransfermodellierung auf einzelne Bäume anwendbar ist. Durch Invertierung der RT-Modelle werden vitalitätsrelevante Parameter von Kastanienbäumen aus hyperspektralen Fernerkundungsdaten abgeleitet. In diesem Kapitel werden detailliert die einzelnen Verfahrensschritte sowie die Ergebnisse der Geländemessungen und Bilddatenanalyse diskutiert.

Geländemessungen

Die zu untersuchenden Baumarten müssen vor der Bilddatenanalyse umfangreich physiologisch charakterisiert werden. Die Messungen geben Aufschluss über die räumliche sowie zeitliche Variation der Untersuchungsgrößen und ermöglichen damit die Bestimmung optimaler Aufnahmezeitpunkte für fernerkundliche Analysen. Die Daten werden auch zur Kalibrierung und Validierung des Analyseansatzes benötigt.

Bei der Planung der durchgeführten Geländekampagne wurde versucht, maximal mögliche Informationen bei gegebenen logistischen Einschränkungen zu erhalten. Von Mai bis September wurden in zweiwöchigen Intervallen Messfahrten durchgeführt. Der Zeitpunkt des Kampagnenstarts wurde so gewählt, dass die ersten Erhebungen zu Beginn der phänologischen Periode stattfanden. Aufgrund der teils extremen Umweltbedingungen konnten ab Anfang September keine geeigneten Blattproben mehr entnommen werden. Da der Seneszenzprozess noch nicht beendet war, erscheint das Kampagnenende ein wenig verfrüht. Für eine komplette phänologische Messreihe fehlen etwa zwei Zeitpunkte. Die Parametervariabilität konnte mit dem zweiwöchigen Rhythmus gut erfasst werden. Eine Erhöhung der Messfrequenz hätte zu einer Unterstützung des Trends der Messreihen geführt, weniger zu einem inhaltlichen Mehrwert.

Bei der Auswahl der Baumstandorte wurde auf ein möglichst großes Spektrum der Standortbedingungen geachtet. Die Standorte *Dom* und *Zeltenplatz* wurden ausgewählt, da sie moderate Umweltbedingungen und ein geringes Stresspotenzial aufweisen. Der Standort *Grellstraße* ist durch vergleichsweise extreme Umweltbedingungen charakterisiert. Die dichte Bebauung in Kombination mit dem sehr hohen Verkehrsaufkommen resultiert in einem erhöhten Stresspotenzial. Der vierte Standort *Treskowallee* ist ein Versuchsstandort des Pflanzenschutzamtes und befindet sich in einem brach liegenden Militärgelände. Aus logistischen Gründen konnten nicht mehr als vier Standorte mit jeweils zwei bis drei Bäumen am Tag gemessen werden. Mit den ausgewählten Standorten ist es nicht möglich, den maximalen Gradienten städtischer Standortbedingungen zu repräsentieren und die

mögliche Wertespanne der Bestandsparameter zu ermitteln. Die Analyse der Messreihen zeigt jedoch deutliche Unterschiede in den Messwerten zwischen den eher stressarmen und stressreichen Standorten. Damit sind die Geländemessungen und deren zeitliche sowie räumliche Variabilität stellvertretend für die physiologischen Eigenschaften vieler anderer Bäume im Stadtgebiet. Die Grundgesamtheit von elf Testbäumen ist aus statistischer Sicht nicht optimal, entsprechende Vorsicht ist bei der Beurteilung der Ergebnisse geboten.

Der Umfang der erhobenen biochemischen und strukturellen Messparameter wurde auf die Erfordernisse des Modellierungsansatzes abgestimmt. Zudem wurden ergänzend die Witterungsbedingungen für interpretative Zwecke erhoben. Die Beprobung der Bäume fand im oberen Kronenbereich statt, um eine Verknüpfung der Geländemessungen mit den fernerkundlichen Ergebnissen zu realisieren. Die erhobenen Messwerte wurden systematisch analysiert, um die Güte der Werte zu untersuchen. Dies beinhaltete eine statistische Analyse und den Vergleich der Laborwerte mit anderen Studien, um die ermittelten Wertebereiche auf Konsistenz zu prüfen. Die modellrelevanten Parameter *Chlorophyll*- und *Wassergehalt* konnten zudem mit zwei unabhängigen Methoden abgeleitet werden, was einen Vergleich beider Datensätze ermöglichte. Die Qualität der Geländemessungen erscheint demnach für den gewählten Modellierungsansatz geeignet (Kapitel III:4.3).

Die Erkenntnisse der Geländemessungen zeigen, dass für den Zeitpunkt der Bilddatenerhebung sehr kleine Parametergradienten vorliegen. Die Bäume sind alle vital und der kumulierte Umweltstress schlägt sich Ende Juni noch nicht in messbaren Größen nieder. Die geringen Gradienten der Parameter müssen bei der Ergebnisinterpretation berücksichtigt werden. Zudem konnte nicht untersucht werden, wie sich die Modellergebnisse bei größerer Variabilität der Zielparameter verhalten. Für fundierte Analysen sind Aufnahmezeitpunkte von August bis September zu bevorzugen. In diesem Zeitraum zeigen sich große Variationen der Vitalitätsparameter zwischen Standorten mit unterschiedlichem Stresspotential.

Bilddatenanalyse

Fernerkundliche Analysen können terrestrisch basierte Baumzustandserhebungen unterstützen und optimieren. Hierzu sind exakte Schätzungen vitalitätsrelevanter Parameter notwendig. Außerdem ist der Aufwand der Datenanalyse zu minimieren, um das Monitoring praktikabel und wirtschaftlich zu gestalten. Beispielsweise sollte die

Kalibration der Auswertungsalgorithmen nur einmalig stattfinden, um die Auswertung anschließend auf zeitlich und räumlich unabhängige Daten anwenden zu können.

Die urbanen Kastanienbestände sind aus struktureller Sicht heterogen und die Abbildungsgeometrie ist bei Nutzung flugzeugbasierter Sensordaten komplex. Verschiedene fernerkundliche Auswertungsansätze existieren, um Bestandsgrößen bereitzustellen, beispielsweise empirisch-statistisch basierte Modelle oder Verfahren der Strahlungstransfermodellierung. Für diese Studie wurde der Ansatz der RT-Modellierung ausgewählt, da er die genannten praktischen Anforderungen erfüllt und die Heterogenität der Bäume berücksichtigt. Die komplexere Implementierung und höhere Rechenzeit wurde in Kauf genommen. Die Auswahl von geeigneten Modellen ist eine Grundvoraussetzung zur erfolgreichen Anwendung der RT-Modellierung. Das Blattreflexionsmodell PROSPECT sowie das Bestandsreflexionsmodell SAIL wurden aus den existierenden Modellen ausgewählt. Beide Modelle wurden bereits in mehreren Studien eingesetzt sowie intensiv getestet und validiert (Jacquemoud et al. 1996; Pinty et al. 2001; Pinty et al. 2004).

Die Analyse von Einzelbäumen mit den RT-Modellen PROSPECT und SAIL erfordert einige Modellanpassungen, die im Rahmen dieser Dissertation entwickelt und getestet wurden. Die folgenden Abschnitte diskutieren die entwickelten Verfahrensschritte und erzielte Ergebnisse. Im Vordergrund steht dabei die Beantwortung der Frage:

Ist es möglich den Ansatz der Strahlungstransfermodellierung auf Einzelbäume zu adaptieren?

In Kapitel VI:2 wurde eine Fehleranalyse auf Blatt- und Bestandsebene durchgeführt, um die generelle Eignung von PROSPECT und SAIL zur Simulation der Reflexionssignale von Kastanien zu prüfen. Die Messwerte der Geländekampagne ermöglichten eine genaue Parametrisierung der Modelle und den Vergleich der simulierten Signaturen mit simultan im Gelände erhobenen Reflexionsspektren. Die simulierten Reflexionssignale weisen im Vergleich zu den gemessenen geringe Abweichungen auf (mittlerer RMSE ~1 % der absoluten Reflexion). In einigen Wellenlängenbereichen sind größere Fehler feststellbar, die auf Modellungenauigkeiten oder ein geringes SNR in den entsprechenden Kanälen zurückzuführen sind. Diese Wellenlängenbereiche wurden identifiziert und blieben im Rahmen der Modellinvertierung unberücksichtigt. Die festgestellten Fehlerwerte korrespondieren mit Untersuchungen von Jacquemoud et al. (2000) und unterstützen die Feststellung, dass die optischen Eigenschaften von Kastanienblättern mit PROSPECT modelliert werden können.

In der Fehleranalyse wurde als zusätzliches Qualitätsmaß das Bestimmtheitsmaß berechnet. Dieses hängt vom Wertebereich der Reflexionswerte ab, womit die starke Wellenlängenabhängigkeit erklärbar und die Vergleichbarkeit innerhalb des kompletten Wellenlängenbereichs eingeschränkt ist. Dies gilt für die Blatt- und Bestandsebene gleichermaßen.

Die Interpretation und Bewertung der Modelleignung auf Bestandsebene ist vielschichtig. Der Vergleich simulierter mit gemessenen Reflexionsspektren von Kastanien zeigte für die meisten Testbäume einen mittleren RMSE von etwa 2.3 % (absoluten Reflexion). Abweichungen in diesem Wertebereich wurden auch in anderen Studien ermittelt (Kötz et al. 2004). Damit ist die Modellkombination PROSAIL prinzipiell geeignet, auch die optischen Eigenschaften von Kastanien zu modellieren. Größere Abweichungen traten speziell in den Wasserabsorptionsbanden auf. Ursache für diese Fehler sind Modellungenauigkeiten, Messungenauigkeiten und Artefakte der radiometrischen Korrektur. Bei drei Bäumen wurden vorwiegend im nahen Infrarot systematisch große Fehler vom simulierten zum gemessenen Reflexionssignal festgestellt (Wertespanne des RMSE 12.2 - 18.1 % der absoluten Reflexion). Die Aufnahmegeometrie resultiert bei diesen Bäumen in einem verstärkten Hotspot-Effekt, wobei die betroffenen Bildelemente durch hohe Reflexionswerte charakterisiert sind. In der verwendeten SAIL Version ist die Modellierung des Hotspot-Effekts nicht implementiert und betroffene Reflexionssignaturen werden daher nicht korrekt simuliert. Die Ergebnisse der Sensitivitätsstudie (Kapitel VI:4) liefern eine weitere Erklärung für die systematischen Fehler: Die Modelle sind nicht in der Lage, die Reflexion von nicht horizontal ausgerichteten Kronen zu modellieren. Damit können topographiebedingte Unterschiede der Albedo nicht simuliert werden und eine Parameterschätzung aus sehr hellen und dunklen Spektralsignaturen ist nicht möglich.

Das entwickelte geometrische Modell ist physikalisch basiert und kompensiert die Modellannahme einer horizontal ausgerichteten Oberfläche. Es dient ausschließlich der nachträglichen Korrektur variabler Kronenneigungen. Das geometrische Modell setzt einige Annahmen und Vereinfachungen voraus. Um deren Einfluss auf die Ergebnisse zu quantifizieren, wurde in Kapitel VI:2 ein Modellvergleich von SAIL und dem geometrischen Modell durchgeführt und die Parameter *Sensorzenit*, *Sonnenzenit* und *relativer Azimut* getestet. Die Ergebnisse beider Modelle weichen für die jeweiligen Parameter geringfügig voneinander ab (für den Sensorzenit und relativen Azimut ~1 - 2 % absolute Reflexion; beim Sonnenzenit bis zu 5 % absolute Reflexion). Um den Einfluss der Modellabweichungen zu minimieren, wurden bei der Berechnung der LUT die in SAIL

berücksichtigten Parameter auf realistische Werte gesetzt und im geometrischen Modell lediglich der *Flächenzenit* verändert. Eine Prüfung des Modellverhaltens bei Variation des Flächenzenits und -azimuts konnte nicht durchgeführt werden, da keine Referenzmodelle existieren. Zukünftig könnte die Einbeziehung von Goniometermessungen die Validierung und Verifizierung des geometrischen Modells unterstützen. Die Integration von HRSC-Höhendaten (*High Resolution Stereo Camera*) (DLR 2007) oder LIDAR-Daten (*Light Detection And Ranging*) (Lefsky et al. 2002) ermöglicht die fernerkundliche Ableitung der Kronengeometrie (Hese 2001; Morsdorf et al. 2004). Neben der Validierung des geometrischen Modells würden die Daten die a-priori Definition der Kronengeometrie ermöglichen. Damit ist der variable Parameter je Baum zu fixieren und das ill-posed Problem könnte zusätzlich kompensiert werden.

Die bei der Modellentwicklung des geometrischen Modells getroffenen Annahmen ermöglichen nicht die Modellierung des Hotspot-Effekts. Die auf diesem Effekt beruhenden, hellen Signaturen können daher mit der geometrischen Erweiterung nur geringfügig besser simuliert werden (maximaler RMSE 18.0 % absolute Reflexion). Hingegen ist die Modellierung der Reflexionssignaturen sonnenabgewandter Kronenbereiche besser möglich: Der RMSE der Chlorophyllgehaltschätzung liegt mit dem geometrischen Modell bei 14.0 %, ohne Nutzung dieser Erweiterung bei 15.5 %. Beim Wassergehalt sind die Verbesserungen noch offensichtlicher. Der RMSE der Schätzungen beträgt bei Verwendung des geometrischen Modells 25.1 %, ohne das geometrische Modell 50.7 %. Die deutliche Verbesserung der Ergebnisse, insbesondere beim Wassergehalt, basiert primär auf der besseren Simulation von beschatteten Spektralsignaturen. Bei der Simulation ohne die geometrische Erweiterung wird die geringe Reflexion durch eine unrealistische Überschätzung des Wassergehaltes und anderer Parameter kompensiert. Dies resultiert bei der Invertierung in falschen Parameterschätzungen. Das spezifische Absorptionsverhalten von Chlorophyll resultiert in einer geringeren Abhängigkeit der Parameterschätzung vom Einfluss der Albedo, womit die geringen Verbesserungen für den Chlorophyllgehalt zu erklären sind.

Neben der geometrischen Erweiterung ist die Adaption des Modellansatzes auf einzelne Bäume erst durch zwei weitere Verfahrensschritte möglich: Ein Verfahren wird benötigt, um die Geometrie der ALK-Daten an die der hyperspektralen Bilddaten anzupassen. Mit einer zweiten Methode muss anschließend die Extraktion spektral reiner Bildelemente im HyMap-Datensatz realisiert werden.

Die Verteilung der Bäume im Untersuchungsraum ist heterogen, was die Suche korrespondierender Bildelemente kompliziert macht. Ein manuelles Vorgehen wird bei steigender Anzahl von Bäumen zunehmend ineffizient. Zudem ist die Suche der Bildelemente von gruppenständigen Bäumen schwierig, da geringe spektrale Kontraste und die großen Bildelemente (4 x 4 m) eine eindeutige Identifizierung der Pixel verhindern. Werden in einem automatisierten Ansatz a-priori Informationen zum Standort der Bäume verwendet, wird die Pixelsuche objektiv und effizient. Die Lageinformation der ALK Daten stimmt nicht mit den Bilddaten überein, da diese aufgrund des höhenbedingten Bildpunktversatzes geometrische Verzerrungen aufweisen. Daher müssen beide Datensätze vor der Analyse geometrisch aufeinander angepasst werden. Eine visuelle Prüfung ergab, dass die Korrektur der Versätze mit hoher Genauigkeit durchgeführt werden kann. Dies setzt jedoch eine genaue geometrische Korrektur der Bilddaten voraus. Um Überkorrekturen zu vermeiden, wird zugelassen, dass die korrigierten Polygone die Kronenoberseite und die Kronenseite abdecken. Innerhalb der Krone existieren Unterschiede der pflanzenphysiologischen Parameter. Dies führt bei zunehmender Sicht auf die Kronenseite zu einer stärkeren Streuung der geschätzten Parameterwerte. Jedoch konnte gezeigt werden, dass durch die Mittelung dieser Werte realistische Parameterschätzungen möglich sind.

Das Verfahren zur Pixelselektion extrahiert im Idealfall automatisiert spektral reine Bildelemente. Zwei Basisannahmen liegen dem Ansatz zugrunde: Die Krone wird als kreisrund approximiert und der Kronendurchmesser kann direkt den Katasterdaten entnommen werden. Beide Annahmen resultieren in Fehlern bei der Modellinvertierung. Bei gruppenständigen Bäumen oder nicht kreisrunden Kronen können aufgrund der ersten Annahme benachbarte Kronenteile oder der Untergrund in die Analyse einbezogen werden. Die zweite Annahme resultiert in Fehlern, da alle gepflanzten Bäume im Kataster registriert sind, auch neu gepflanzte mit Kronendurchmessern unter einem Meter. Wird ein kritischer Kronendurchmesser unterschritten, liegen Mischsignaturen von Krone und Untergrund vor. In diesem Fall ist von einer Verschlechterung der Ergebnisse auszugehen, da das Homogenitätskriterium von SAIL verletzt wird.

In dieser Arbeit wurde hinsichtlich der Deckungsgleichheit von Pixelraster und abzubildendem Baum der Optimalfall (Kapitel V:3) angenommen. Zudem weisen die Testbäume dieser Studie in Teilen zu geringe Kronendurchmesser auf (*Grellstraße*, *Zeltenplatz*). Die Bäume am Teststandort *Dom* sind gruppenständig sowie durch längliche Kronen charakterisiert. Damit ergibt sich eine Abnahme der Ergebnisgüte bei

automatisierter Pixelselektion gegenüber dem manuellen Vorgehen. Mit mehreren Optionen können die Ergebnisse des automatisierten Verfahrens verbessert werden: Vor der Analyse ist eine Selektion der Bäume über das Attribut *Kronendurchmesser* in Abhängigkeit der geometrischen Sensorauflösung durchzuführen. Weiterhin ist bei der Wahl der Filter zur Selektion spektral reiner Bildelemente darauf zu achten, dass ein Baum mit der theoretisch maximalen Anzahl von Mischpixeln abgebildet wird. Die generalisierte Kronenform in den ALK-Daten limitiert die Ergebnisgüte und sollte durch die reelle Geometrie des Kronenumrisses ersetzt werden. Dies ist etwa im Rahmen der Fortschreibung und Pflege der Datenbestände denkbar. Alternativ könnten aus LIDAR-Daten oder HRSC-Höhendaten die Kronengeometrien abgeleitet und in den Analyseansatz integriert werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Strahlungstransfermodelle PROSPECT und SAIL auf einzelne Bäume angewendet werden können. Zwei grundlegende Modifikationen sind hierzu erforderlich. Zum einen erfordert die kugelförmige Gestalt der Baumkrone die Korrektur der daraus resultierenden Albedoeffekte. Wenn PROSAIL mit dem geometrischen Modell verknüpft wird, sind die topographiebedingten Effekte gut modellierbar. Zum anderen sind die Kastanien hinsichtlich des Kronendurchmessers, der Baumhöhe sowie der unregelmäßigen Verteilung im Untersuchungsraum heterogen. Dies erfordert ein effizientes Verfahren zur Selektion der Bildelemente. Die integrative Nutzung der ALK- und Baumkatasterdaten sowie der hyperspektralen Bilddaten stellt einen effizienten und objektiven Weg zur BildelementsSelektion dar.

Dieses Ergebnis leitet direkt zur zweiten Forschungsfrage über:

Sind mit einem modifizierten Verfahren hinreichend genaue Schätzungen von Vitalitätsparametern für Stadtbäume möglich?

Die Invertierung erfolgte in dieser Studie mittels Look-up Tabellen. Diese sind einfach zu implementieren und ermöglichen die a-priori Definition der Wertebereiche von Modellparametern. Aus den im Gelände gemessenen Blattspektren wurden durch Inversion von PROSPECT die Parameter *Chlorophyll*-, *Wasser*- und *Trockenmassegehalt* abgeleitet. Der Vergleich mit korrespondierenden Labormessungen ermöglichte Aussagen zur Invertierungsgüte auf Blattebene und zur Werteverteilung der Parameter. Die Gegenüberstellung der ermittelten Fehlerwerte und Untersuchungen von Jacquemoud und Baret (1990) zeigt, dass der RMSE für den Chlorophyllgehalt der Kastanien mit $9.2 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ etwas höher ist als in der Vergleichsstudie ($3.67 \mu\text{g}/\text{cm}^2$). Der RMSE des

Wassergehalts liegt für die Kastanienblätter bei 0.0013 g/cm^2 und ist damit geringer als in der Vergleichsstudie (0.0029 cm) (die Einheiten cm und g/cm^2 sind vergleichbar). Zur Evaluation der Modellungenauigkeiten von PROSPECT und dateninhärenter Fehler wurde ein unabhängiges, nicht parametrisches SVM-Regressionsmodell eingesetzt (Drucker et al. 1996). Diese Modelle schätzen die Zielparameter unter Berücksichtigung aller Spektralbereiche und ermöglichen die Abschätzung der potenziellen Zusammenhänge innerhalb der Datensätze. Für den Chlorophyllgehalt konnte ein RMSE von $5.6 \mu\text{g/cm}^2$ (PROSPECT $9.2 \mu\text{g/cm}^2$), sowie ein Bestimmtheitsmaß von 0.69 (PROSPECT 0.59) ermittelt werden. Für den Wassergehalt ergab sich ein RMSE von 0.0010 g/cm^2 (PROSPECT 0.0013 g/cm^2) und ein Bestimmtheitsmaß von 0.41 (PROSPECT 0.16). Der Trockenmassegehalt konnte mit dem Alternativmodell mit einem RMSE von 0.0010 g/cm^2 (PROSPECT 0.0015 g/cm^2) und einem Bestimmtheitsmaß von 0.69 (PROSPECT 0.55) geschätzt werden. Die Abweichungen der PROSPECT Modellergebnisse von denen des SVM-Regressionsmodells können als Modellungenauigkeit von PROSPECT interpretiert werden. Diese basieren einerseits auf einer nicht optimalen Abbildung der Struktur von Kastanienblättern und Problemen bei der Invertierung etwa durch das ill-posed Problem. Die Abweichungen der SVM-Ergebnisse vom Optimum ($R^2=1$; $\text{RMSE}=0$) können als Messfehler oder eine unzureichende Verteilung innerhalb des Merkmalsraums interpretiert werden. An dieser Stelle soll das Ergebnis für den Wassergehalt hervorgehoben werden. Mit dem SVM-Modell ist eine deutliche Abweichung des Bestimmtheitsmaßes vom Optimum feststellbar (Differenz des R^2 von 0.59). Dieses Ergebnis weist auf eine starke Streuung innerhalb der erhobenen Messwerte hin und erklärt in Teilen den geringen Zusammenhang von gemessenem und mit PROSPECT geschätzten Wassergehalt.

In den Streudiagrammen der einzelnen Parameter (Abbildung VI-14, Abbildung VI-15, Abbildung VI-16) fielen einige Ausreißer auf. Für jeden Messtag und Baum wurden zehn Blätter geerntet und in einer Probe zusammengefasst. Dieser Umgang mit den Proben entspricht der gängigen Praxis, resultiert jedoch in einer Streuung der Werte. Zudem können Fehler bei der Digitalisierung der analog vorliegenden Laborwerte auftreten. Um diese Übertragungsfehler zu eliminieren, wurde der Ausreißertest nach DIXON (Dixon 1953) angewendet. Die Fehler lagen alle geringfügig unter einem definierten Schwellwert, wodurch sie vom Test nicht erkannt wurden und anschließend zu den beobachteten Fehlern führten.

Aus den hyperspektralen Bilddaten konnten bei Invertierung der Modellkombination PROSAIL nur die zwei Vitalitätsparameter *Chlorophyll-* und *Wassergehalt* abgeleitet

werden. Alle anderen Bestandsparameter wiesen für den Analysezeitpunkt zu geringe Variationen auf (Strukturparameter, Trockenmassegehalt, Anteil Holzmaterial, Blattstellungswinkel) oder waren aufgrund ihrer absoluten Werte spektral insensitiv (Blattflächenindex, Untergrund, Trockenmassegehalt). Eine umfangreiche Geländekampagne stellte wichtige Referenzinformationen auf der Basis von elf Testbäumen bereit. Der Vergleich dieser Referenz mit den ermittelten Parametern zeigt geringe Fehler für beide Parameter. Der RMSE für den Chlorophyllgehalt liegt bei $7.6 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (11.7 %) und für den Wassergehalt bei $0.0026 \text{ g}/\text{cm}^2$ (22.2 %). Auch im Vergleich mit den Ergebnissen von Jacquemoud et al. (1995) sind die ermittelten Fehlerwerte als gering einzustufen (RMSE-Werte der Vergleichsstudie: Chlorophyllgehalt $10.4 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, Wassergehalt 0.016 cm). Aufgrund der geringen Grundgesamtheit konnte keine statistisch abgesicherte Prüfung mit dem unabhängigen SVM-Regressionsmodell durchgeführt werden. Drei Bäume wurden in zwei Flugstreifen mit senkrecht zueinander stehenden Flugrichtungen aufgenommen. In dieser Konstellation treten in der Regel Unterschiede in der Albedo von Bildelementen korrespondierender Bäume auf. Beim Vergleich baumspezifischer Werte, abgeleitet aus zwei Flugstreifen, wurden geringe Abweichungen festgestellt (Chlorophyllgehalt maximal 20 %; Wassergehalt maximal 18 %).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass bei Nutzung des adaptierten RT-Modellansatzes realistische Schätzungen der Bestandsparameter Chlorophyll- und Wassergehalt möglich sind. Beide Parameter sind wichtige vitalitätsbeschreibende Größen (Dobbertin 2005; Colombo et al. 2008). Die Verfügbarkeit weiterer Bestandsgrößen (LAI, Trockenmasse) wäre hilfreich, wenn detailliertere Erhebungen des Baumzustandes durchgeführt werden sollen oder Fragestellungen zu bearbeiten sind, die auf baumspezifischen Vitalitätsparametern basieren (Colombo et al. 2003; Liang 2004). Der Modellansatz erlaubt potenziell die Ableitung solcher Bestandsparameter. Diese waren zum Zeitpunkt der Datenerhebung jedoch spektral insensitiv oder deren Wertebereich war zu gering. Denkbar ist, dass zu späteren Zeitpunkten aufgrund erhöhter Stressakkumulation eine höhere Variabilität dieser Größen eintritt und eine Schätzung mit dem Verfahrensansatz möglich wird. Bei der Ableitung mehrerer Parameter aus den Bestandsspektren, sind zur Simulation der LUT die jeweiligen Parameter variabel zu setzen. Dies verstärkt wiederum das ill-posed Problem. Jedoch würde die Ableitung der exakten Kronengeometrie aus LIDAR- oder HRSC-Daten die a-priori Definition des Parameters *Flächenneigung* ermöglichen, womit die Anzahl freier Parameter zu reduzieren wäre.

Kapitel VIII:

Ausblick

Das vorgestellte Verfahren setzt verschiedene Datengrundlagen voraus: Spektral hoch auflösende Bilddaten, ein aktuelles Baumkataster mit baumspezifischen Attributen und die Standortinformation der Bäume in ALK-Daten. Die Datenverfügbarkeit schränkt die Operationalität und Wirtschaftlichkeit des Verfahrens zum gegenwärtigen Zeitpunkt ein. Hyperspektrale Bilddaten können aktuell nicht mit der notwendigen zeitlichen Flexibilität erhoben werden. Die geplanten flugzeugbasierten Hyperspektralsensoren ARES (Muller et al. 2005) und APEX (Nieke et al. 2006) oder die erstmalig verfügbaren Sensoren SIM.GA HYPER und AHS (ESA 2007) entspannen diese Situation. Momentan sind die Quadratmeterpreise der Bilddaten hoch. Stadtweite Bilddatenerhebungen von Berlin sind damit aus ökonomischer Sicht uninteressant. Auch der Aufwand für die Datenaufbereitung wäre aufgrund der Vielzahl von notwendigen Flugstreifen für Berlin unverhältnismäßig groß. Weiterführende Studien können die Sensitivität und Güte des Verfahrens bei einer reduzierten spektralen Auflösung untersuchen, um das Potential geometrisch hoch auflösender Satellitendaten (QuickBird oder IKONOS) für den Verfahrensansatz aufzuzeigen. Diese Datenbasis würde ein kostengünstiges und stadtweites Monitoring mit dem Verfahren erlauben. Die ALK-Datenbestände sowie die Baumkatasterdaten werden stetig ausgebaut. Damit steht eine zukunftsichere Datengrundlage zur Verfügung. Die Ergebnisse der Dissertation zeigen, dass zur Optimierung der Datenanalyse exakte Geometriedaten der Kronenumrisse notwendig sind. Diese Informationen könnten etwa im Rahmen der Fortschreibung der Baumkataster realisiert werden. Mit der Verfügbarkeit von LIDAR- oder HRSC-Höhenmodellen eröffnet sich die Möglichkeit, neben der spektralen Information auch räumliche 3D-Informationen aus fernerkundlichen Daten abzuleiten (Hese 2001; Morsdorf et al. 2004; Kötz 2006). Dies erlaubt die Bestimmung der 3D-Kronengeometrie, die im vorgeschlagenen Analyseansatz zur Definition der Kronenumrisse sowie der Flächenneigungen nutzbar ist. Beide Datenquellen sind gegenwärtig nicht flächendeckend verfügbar und zudem teuer. Daher ist die Integration dieser Daten zum aktuellen Zeitpunkt weitestgehend für wissenschaftliche, explorative Untersuchungen interessant.

Die Integration der ableitbaren Vitalitätsparameter ist in einer Vielzahl von Anwendungsbereichen denkbar. Im Folgenden werden exemplarisch drei Themenbereiche vorgeschlagen. Im ersten Punkt wird die Möglichkeit aufgezeigt, wie die Daten in allgemeine Monitoringansätze von Stadtbäumen einbezogen werden können. Im zweiten Themenfeld liegt der Schwerpunkt auf dem Monitoring des Befalls durch die Miniermotte. Im dritten Themenbereich werden Optionen aufgezeigt, wie die fernerkundlichen

Ergebnisse die Bewertung und Erfassung der ökosystemaren Leistungen (*ecosystem services*) von Bäumen ermöglichen.

Stadtbaummonitoring

Zwei Möglichkeiten bestehen zur Integration der Analyseergebnisse in ein etabliertes Monitoringsystem. Sie können als direkte Datenebene im Kataster eingebettet werden oder Kontrollen im Rahmen der Fortschreibung steuern.

Die in Katastern enthaltenen Baummerkmale sind in der Regel qualitativer Natur, mit Ausnahme von Baumhöhe und Stammumfang (Beisch 1998). Die zugrunde liegenden Erfassungsmethoden ermöglichen objektive und vergleichbare Zustandsbeschreibungen. Jedoch fehlen praktikable Messmethoden, um Bestandsparameter quantitativ zu erfassen. Damit sind die Informationen der Kataster generalisierend und eine detaillierte, baumspezifische Charakterisierung ist nur eingeschränkt möglich. Das in dieser Arbeit entwickelte Auswerteverfahren sowie die ableitbaren Vitalitätsparameter eröffnen die Möglichkeit, exakte, objektive und quantitative Informationen in das Baumkataster zu integrieren. Eine flächendeckende und kostengünstige Datenverfügbarkeit vorausgesetzt, könnte mit dem Verfahren mehrmals im Jahr eine Vitalitätscharakterisierung der Stadtbäume durchgeführt werden, was frühzeitige Schaddiagnosen ermöglicht. Diese multitemporale Charakterisierung ist jedoch mit den eingesetzten flugzeugbasierten Hyperspektraldaten unrealistisch. Eine Möglichkeit bestünde in der Nutzung satellitengestützter Daten (QuickBird, IKONOS). Zuvor ist jedoch die bereits vorgeschlagene Sensitivitätsstudie durchzuführen, um die Eignung dieser Daten zur Parameterableitung festzustellen.

Die vom Gesetzgeber vorgeschriebene Verkehrssicherungspflicht für Baumeigentümer zwingt die Grünflächenämter zu regelmäßigen Kontrollen der Baumbestände. Der Turnus der Baumkontrollen ist vom Gesetzgeber nicht vorgegeben, nach Breloer (1994) sind jedoch nach Gefahrenlage und Erfordernis zwischen einer und vier Kontrollen pro Jahr gefordert. Die potenzielle Gefährdung von Personen oder Gegenständen durch Bäume oder herabfallende Baumteile steigt mit deren Alter und zunehmendem Stress am Standort. Die aus den Hyperspektraldaten ableitbaren Vitalitätsparameter *Chlorophyll-* und *Wassergehalt* ermöglichen, Bäume mit geringer Vitalität auszuweisen. Mit dieser Information können gezielt terrestrische Baumkontrollen oder -untersuchungen veranlasst werden. Die Baumschau ist damit effizienter zu gestalten, da die kostenintensiven Begehungen besser zu steuern sind. Die optische Erfassung von Vitalitätsparametern erschließt zudem die

Möglichkeit, Einschränkungen der Funktionsfähigkeit und Vitalität zu erfassen, bevor bleibende Schäden entstehen (Hermans et al. 2003). Pflegemaßnahmen sind mit dem fernerkundlich basierten Monitoring frühzeitig initiiert und Schädigungen können minimiert werden.

Monitoring des Miniermottenbefalls

Das Monitoring der Kastanien hinsichtlich des Miniermottenbefalls und der damit verbundenen Vitalitätsentwicklung ist wichtig im Sinne einer nachhaltigen Pflege der Bäume. Bereits im EU-Projekt *Berlin-Cam* wurden Ansätze zum Monitoring beider Aspekte entwickelt (SenStadt 2008b). Die bislang erarbeiteten umfangreichen Erkenntnisse des Projektes basieren jedoch nur auf einer geringen Anzahl von Testbäumen. Insbesondere mit dem fernerkundlich bestimmbar Chlorophyllgehalt ist ein direktes Monitoring des Mottenbefalls möglich. Der vorgeschlagene Analyseansatz ermöglicht somit eine größere Anzahl von Testbäumen zu untersuchen und im Fall flächendeckend vorliegender Bilddaten ein stadtweites Monitoring des Befalls durchzuführen. Voraussetzung ist die Auswahl eines geeigneten Aufnahmezeitpunktes. Für die Untersuchung des Befalls und des daraus resultierenden Einflusses auf die Vitalität der Bäume sind zwei getrennte Aufnahmezeitpunkte notwendig. Die Sichtbarkeit des Mottenbefalls mit flugzeuggestützten Sensoren ist ab Mitte August möglich. Erst zu diesem Zeitpunkt sind die oberen Kronenbereiche vom Mottenfraß betroffen. Um den langfristigen Einfluss des Mottenbefalls auf die Vitalität der Bäume zu untersuchen, ist ein früherer Zeitpunkt empfehlenswert: Kurz vor dem Befall der oberen Kronenbereiche ist eine maximal mögliche Stressakkumulation im Kronenbild sichtbar, ohne dass diese Information durch den Mottenfraß überlagert wird.

Bewertung und Erfassung ökosystembezogener Leistungen

Bäume haben Einfluss auf den lokalen Kohlenstoffkreislauf durch direkte CO₂-Fixierung und indirekt durch Beeinflussung des Lokalklimas, was zu einem niedrigeren Energieverbrauch in der Stadt führt und damit die CO₂-Emission reduziert (Rowntree und Nowak 1991; McPherson 1998). Die variable Photosyntheseleistung der Bäume ist zur Abschätzung der CO₂-Aufnahmekapazität wichtig. Die Ableitung der Photosyntheseleistung aus Fernerkundungsdaten basiert auf verschiedenen Konzepten (Hilker et al. im Druck). Der entwickelte Verfahrensansatz stellt eine gute Basis für die verschiedenen Konzepte dar. Die abgeleiteten Vitalitätsparameter sind direkte Eingangsgrößen für Modelle, die CO₂-

Aufnahmeraten von Vegetation bestimmen. Das Verfahren zur automatisierten Pixelselektion ist insbesondere für weiterführende Analysen auch eigenständig interessant. Neueste Entwicklungen in der Strahlungstransfermodellierung ermöglichen die Schätzung wichtiger Parameter, um die CO₂-Aufnahme von Vegetation zu quantifizieren (Miller et al. 2005). Die Kopplung des Verfahrens zur Pixelselektion mit dem RT-Modell FluorSAIL (Zarco-Tejada et al. 2006) könnte beispielsweise die Schätzung der CO₂-Aufnahme für einzeln stehende Bäume ermöglichen.

Die lufthygienische Bedeutung der Bäume ist durch Feinstaubdeposition, Luftschadstoffadsorption, aber auch durch die Beeinflussung des Lokalklimas gegeben. In unmittelbarem Zusammenhang mit der Funktionsfähigkeit steht die Vitalität der Bäume. Feinstaub wird durch die Blätter aus der Luft gefiltert. Ist deren Anzahl, bzw. die verfügbare Blattfläche reduziert, wirkt sich dies limitierend auf die Kapazität zur Staubdeposition aus (Farmer 1993). Die abgeleiteten Parameter ermöglichen baumindividuell die Kapazität zur Feinstaubdeposition zu bestimmen. Die Beeinflussung des Lokalklimas findet hauptsächlich durch Beschattung sowie Abkühlung aufgrund erhöhter Evapotranspiration statt. Die aus den Modellen ableitbaren Parameter LAI oder der Blattwassergehalt können Aufschluss über die Kapazität der Bäume für benannte Prozesse geben.

Kenngößen der Vitalität von Stadtbäumen sind in vielen Anwendungsbereichen bedeutungsvoll. Wie beispielhaft dargelegt, unterstützen sie bestehende Monitoringsysteme sowie die Bewertung und Erhebung ökosystembezogener Leistungen. Die in dieser Arbeit vorgeschlagene Methode ermöglicht die räumlich und zeitlich flexible Ableitung vitalitätsrelevanter Bestandsparameter von einzelnen Bäumen. Damit leistet diese Dissertation einen Beitrag, das thematische Spektrum verfügbarer Geodaten zur Untersuchung stadtökologischer Prozesse zu erweitern.

Literatur

- Akbari, H. (2002). Shade trees reduce building energy use and CO₂ emissions from power plants. *Environmental Pollution*, 116, S119-S126.
- Alberti, M. (2005). The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, 28, 168-192.
- Alberti, M., Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C., & Zumbrunnen, C. (2003). Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *Bioscience*, 53, 1169-1179.
- Albertz, J. (2001). *Einführung in die Fernerkundung. Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern*. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Allen, W.A., Gausman, H.W., Richards, A.J., & Thomas, J.R. (1969). Interaction of Isotropic Light with a Compact Plant Leaf. *Journal of the Optical Society of America*, 59, 1376-1379.
- Allen, W.A., Gayle, T.V., & Richardson, A.J. (1970). Plant-Canopy Irradiance Specified by Duntley Equations. *Journal of the Optical Society of America*, 60, 372-376.
- Allen, W.A., & Richardson, A.J. (1968). Interaction of Light with a Plant Canopy. *Journal of the Optical Society of America*, 58, 1023-1028.
- Alvey, A.A. (2006). Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5, 195-201.
- Anderson, L.M., Mulligan, B.E., & Goodman, L.S. (1984). Effects of vegetation on human response to sound. *Journal of Arboriculture*, 10, 45-49.
- Arnold, C.L., & Gibbons, C.J. (1996). Impervious surface coverage - The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62, 243-258.
- ASD [Analytical Spectral Devices] (2002). *FieldSpecTM Pro. Users guide*. Boulder (CO): Analytical Spectral Devices, Inc.
- ASD [Analytical Spectral Devices] (2007). Accessories - Contact Probe [online]. Available from: <http://www.asdi.com/products-accessories-HICP.asp> [accessed 1st June 2007].
- Asner, G.P. (1998). Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 64, 234-253.
- Atzberger, C. (1998). Estimates of winter wheat production through remote sensing and crop growth modelling. Dissertation. Trier: Universität Trier.
- Balder, H. (1998). *Die Wurzeln der Stadtbäume. Ein Handbuch zum vorbeugenden und nachsorgenden Wurzelschutz*. Berlin: Parey.
- Balder, H., Ehlebach, K., & Mahler, E. (1997). *Strassenbäume. Planen, pflanzen, pflegen am Beispiel Berlin*. Berlin: Patzer.
- Baret, F., & Fourty, T. (1997). Estimation of leaf water content and specific leaf weight from reflectance and transmittance measurements. *Agronomie*, 17, 455-464.
- Baret, F., & Guyot, G. (1991). Potentials and Limits of Vegetation Indexes for LAI and APAR Assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35, 161-173.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H., & Taylor, G. (1998). Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution*, 99, 347-360.

- Beisch, T. (1998). Städtische Baum- und Grünflächeninformationssysteme – Ein Beitrag zur stadtökologischen Forschung. Dissertation. Göttingen: Georg-August-Universität.
- Blackburn, G.A. (2006). Hyperspectral remote sensing of plant pigments. *Journal of Experimental Botany*, 58, 855-867.
- Boldt, K., & Voigt, A. (2006). Änderung der spektralen und physiologischen Eigenschaften von Kastanienblättern (*Aesculus Hippocastanum*) unter dem Einfluss der Miniermotte (*Cameraria ohridella*). Studienjahresarbeit im Studiengang Diplom-Biologie. Berlin: Humboldt Universität zu Berlin.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29, 293-301.
- Bousquet, L., Lachérade, S., Jacquemoud, S., & Moya, I. (2005). Leaf BRDF measurements and model for specular and diffuse components differentiation. *Remote Sensing of Environment*, 98, 201-211.
- Bradshaw, A.D., Hunt, B., & Walmsley, T. (Eds.) (1995). *Trees in the Urban Landscape: Principles and Practice*. London: Spon.
- Breloer, H. (1994). *Verkehrssicherungspflicht bei Bäumen*. Wilmsdorf: SVK-Verlag.
- Bruse, M. (2003). Stadtgrün und Stadtklima – Wie sich Grünflächen auf das Mikroklima in Städten auswirken. In LÖBF (Ed.) *LÖBF-Mitteilungen 1/2003*.
- Buddenbaum, H., Schlerf, M., & Hill, J. (2005). Classification of coniferous tree species and age classes using hyperspectral data and geostatistical methods. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 5453-5465.
- Chen, J.M., Li, X., Nilson, T., & Strahler, A. (2000). Recent advances in geometrical optical modelling and its applications. *Remote Sensing Reviews*, 18, 227-262.
- Cocks, T., Jenssen, R., Stewart, A., Wilson, I., & Shields, T. (1998). The HyMap airborne hyperspectral sensor: The system, calibration and performance. *Proceedings 1st EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy. 6-8 October, 1998, Zürich, Schweiz*.
- Colombo, R., Bellingeri, D., Fasolini, D., & Marino, C.M. (2003). Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 86, 120-131.
- Colombo, R., Merom, M., Marchesi, A., Busetto, L., Rossini, M., Giardino, C., & Panigada, C. (2008). Estimation of leaf and canopy water content in poplar plantations by means of hyperspectral indices and inverse modeling. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1820-1834.
- Combal, B., Baret, F., & Weiss, M. (2002). Improving canopy variables estimation from remote sensing data by exploiting ancillary information. Case study on sugar beet canopies. *Agronomie*, 22, 205-215.
- Combal, B., Baret, F., Weiss, M., Trubuil, A., Mace, D., Pragnere, A., Myneni, R., Knyazikhin, Y., & Wang, L. (2003). Retrieval of canopy biophysical variables from bidirectional reflectance - Using prior information to solve the ill-posed inverse problem. *Remote Sensing of Environment*, 84, 1-15.
- Combes, D., Bousquet, L., Jacquemoud, S., Sinoquet, H., Varlet-Grancher, C., & Moya, I. (2007). A new spectrogoniophotometer to measure leaf spectral and directional optical properties. *Remote Sensing of Environment*, 109, 107-117.

- Cornelis, J., & Hermy, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning*, 69, 385-401.
- Curran, P.J. (1989). Remote-Sensing of Foliar Chemistry. *Remote Sensing of Environment*, 30, 271-278.
- Damm, A., & Hostert, P. (2007). Modeling reflectance of urban chestnut trees: A sensitivity analysis of model inversion for single trees. *10th International Symposium on Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing*. 12-14. March, 2007, Davos, Schweiz.
- Damm, A., Hostert, P., & Schiefer, S. (2006). Deriving vitality parameters of Aesculus hippocastanum using radiative transfer models. *1st Workshop of the EARSeL Special Interest Group Urban Remote Sensing "Challenges and Solutions"*, Berlin, Deutschland.
- Darvishzadeh, R., Skidmore, A., Schlerf, M., & Atzberger, C. (2008). Inversion of a radiative transfer model for estimating vegetation LAI and chlorophyll in a heterogeneous grassland. *Remote Sensing of Environment*, 112, 2592-2604.
- Deschka, G., & Dimic, N. (1986). Cameraria ohridella sp. n. aus Mazedonien, Jugoslawien (Lepidoptera; Lithocolletidae). *Acta Entomology Jugoslavia*, 22, 11-23.
- Disney, M., Lewis, P., & Saich, P. (2006). 3D modelling of forest canopy structure for remote sensing simulations in the optical and microwave domains. *Remote Sensing of Environment*, 100, 114-132.
- Disney, M.I., Lewis, P., & North, P. (2000). Monte Carlo ray tracing in optical canopy reflectance modelling. *Remote Sensing Reviews*, 18, 163-196.
- Dixon, W.J. (1953). Processing Data for Outliers. *Biometrics*, 9, 74-89.
- DLR [Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt] (2005). *HyEurope 2005 summary report*. Wessling: Deutsches Fernerkundungszentrum (DLR-DFD).
- DLR [Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt] (2007). High Resolution Stereo Camera - HRSC [online]. Available from: http://www.dlr.de/pf/desktopdefault.aspx/tabid-331/1198_read-2260/ [accessed 1st June 2007].
- Dobbertin, M. (2005). Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124, 319-333.
- Dorigo, W.A., Zurita-Milla, R., de Wit, A.J.W., Brazile, J., Singh, R., & Schaepman, M.E. (2007). A review on reflective remote sensing and data assimilation techniques for enhanced agroecosystem modeling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9, 165-193.
- Drucker, H., Burges, C., Kaufman, L., Smola, A., & Vapnik, V.N. (1996). Support vector regression machines. *Advances in Neural Information Processing Systems*, 9, 155-161.
- Dujesiefken, D., Wohlers, A., Kowol, T., & Jaskula, P. (2004). Der Unterschied zwischen Baumkontrolle und Baumuntersuchung und deren Umsetzung in der Praxis. *Stadt und Grün*, 53, 52-57.
- Dwyer, J.F., McPherson, E.G., Schroeder, H.W., & Rowntree, R.A. (1992). Assessing the benefits and costs of the urban forest. *Journal of Arboriculture*, 18, 227-234.

- ESA [European Space Agency] (2007). *CEFLES2 data acquisition report*, Contract No. 20801/07/I-LG und 20802/07/I-LG. Frascati: European Space Research Institute (ESRIN).
- Fang, H.L., Liang, S.L., & Kuusk, A. (2003). Retrieving leaf area index using a genetic algorithm with a canopy radiative transfer model. *Remote Sensing of Environment*, 85, 257-270.
- Farmer, A.M. (1993). The Effects of Dust on Vegetation - a Review. *Environmental Pollution*, 79, 63-75.
- Fietz, M. (1992). Art- und schadensbedingtes Abbildungsverhalten von Berliner Straßenbäumen auf Colorinfrarot-Luftbildern. *Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen*, D/2.
- Flemming, G. (1989). *Klima-Umwelt-Mensch*. Jena: VEB Gustav Fischer Verlag.
- Foster, R.S., & Blaine, J. (1978). Urban tree survival: Trees in the sidewalk. *Journal of Arboriculture*, 4, 14-17.
- Fourty, T., & Baret, F. (1998). On spectral estimates of fresh leaf biochemistry. *International Journal of Remote Sensing*, 19, 1283-1297.
- Fourty, T., Baret, F., Jacquemoud, S., Schmuck, G., & Verdebout, J. (1996). Leaf optical properties with explicit description of its biochemical composition: Direct and inverse problems. *Remote Sensing of Environment*, 56, 104-117.
- Fukshansky, L. (1991). Photon transport in leaf tissue: Applications in plant physiology. In Myneni, R.B. & Ross, J. (Eds.), *Photon-Vegetation Interactions* (pp. 254–302). Heidelberg: Springer.
- Gabrys-Mizera, H. (1976). Model consideration of the light conditions in non-cylindrical plant cells. *Photochemistry and Photobiology*, 24, 453-461.
- GALK [Ständige Konferenz der Gartenamtsleiter beim Deutschen Städtetag] (2006). Positionspapier des GALK-AK Stadtbäume zur Thematik Feinstaub [online]. Available from: http://www.galk.de/projekte/pr_down/pospapier_feinstaub_akstb0603.pdf [accessed 1st March 2008].
- Ganapol, B.D., Johnson, L.F., Hammer, P.D., Hlavka, C.A., & Peterson, D.L. (1998). LEAFMOD: A new within-leaf radiative transfer model. *Remote Sensing of Environment*, 63, 182-193.
- Garcia-Haro, F.J., & Sommer, S. (2002). A fast canopy reflectance model to simulate realistic remote sensing scenarios. *Remote Sensing of Environment*, 81, 205-227.
- GastelluEtchegorry, J.P., Demarez, V., Pinel, V., & Zagolski, F. (1996). Modeling radiative transfer in heterogeneous 3-D vegetation canopies. *Remote Sensing of Environment*, 58, 131-156.
- Gausman, H.W., & Allen, W.A. (1973). Optical Parameters of Leaves of 30 Plant Species. *Plant Physiology*, 52, 57-62.
- Gilbertson, P., & Bradshaw, A.D. (1985). Tree survival in cities: The extent and nature of the problem. *Arboricultural Journal*, 9, 131-142.
- Givoni, B. (1991). Impact of Planted Areas on Urban Environmental-Quality - a Review. *Atmospheric Environment Part B-Urban Atmosphere*, 25, 289-299.

- Gobron, N., Pinty, B., & Verstraete, M.M. (1997). Theoretical limits to the estimation of the Leaf Area Index on the basis of visible and near-infrared remote sensing data. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35, 1438-1445.
- Goel, N.S. (1988). Models of vegetation canopy reflectance and their use in estimation of biophysical parameters from reflectance data. *Remote Sensing Reviews*, 4, 1-122.
- Goel, N.S. (1989). Inversion of canopy reflectance models for estimation of biophysical parameters from reflectance data. In Asrar, G. (Ed.) *Theory and applications of optical remote sensing* (pp. 205-251). New York: Wiley & Sons.
- Goel, N.S., & Strebel, D.E. (1984). Simple Beta Distribution Representation of Leaf Orientation in Vegetation Canopies. *Agronomy Journal*, 76, 800-802.
- Gong, P., Wang, D.X., & Liang, S. (1999). Inverting a canopy reflectance model using a neural network. *International Journal of Remote Sensing*, 20, 111-122.
- Gougeon, F.A. (1995). A crown-following approach to the automatic delineation of individual tree crowns in high spatial resolution aerial images. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 21, 274-284.
- Govaerts, Y.M., & Verstraete, M.M. (1998). Raytran: A Monte Carlo ray-tracing model to compute light scattering in three-dimensional heterogeneous media. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36, 493-505.
- Grabenweger, G., & Lethmayer, C. (1998). Die Kastanienminiermotte [online]. Available from: <http://www13.ages.at/servlet/sls/Tornado/web/ages/content/E9EA75B0615B4521C1256E330049715C> [accessed 1st March 2008].
- Grace, J., Nichol, C., Disney, M., Lewis, P., Quaife, T., & Bowyer, P. (2007). Can we measure terrestrial photosynthesis from space directly, using spectral reflectance and fluorescence? *Global Change Biology*, 13, 1484-1497.
- Grahn, P., & Stigsdotter, U.A. (2003). Landscape planning and stress. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2, 1-18.
- Grant, L. (1987). Diffuse and Specular Characteristics of Leaf Reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 22, 309-322.
- Grimm, N.B., Grove, J.M., Pickett, S.T.A., & Redman, C.L. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience*, 50, 571-584.
- Guyot, G. (1990). Optical properties of vegetation canopies. In Steven & Clark (Eds.), *Applications of remote sensing in agriculture* (pp. 19-43). London: Butterworth.
- Haberlandt, G. (1914). *Physiological Plant Anatomy*. London: Macmillan & Co.
- Häckel, H. (2005). *Meteorologie*. Stuttgart: UTB.
- Hadamard, J. (1902). Sur les problèmes aux dérivées partielles et leur signification physique. *Princeton University Bulletin*.
- Hagemeier, M. (2002). Funktionale Kronenarchitektur mitteleuropäischer Baumarten. *Dissertationes Botanicae*, 361.
- Herbert, J.M., Johnson, G.T., & Arnfield, A.J. (1998). Modelling the thermal climate in city canyons. *Environmental Modelling & Software*, 13, 267-277.
- Hermans, C., Smeyers, M., Rodriguez, R.M., Eyletters, M., Strasser, R.J., & Delhay, J.P. (2003). Quality assessment of urban trees: A comparative study of physiological

- characterisation, airborne imaging and on site fluorescence monitoring by the OJIP-test. *Journal of Plant Physiology*, 160, 81-90.
- Herold, M., Schiefer, S., Hostert, P., & Roberts, D.A. (2007). Applying imaging spectrometry in urban area. In Weng, Q. & Quattrochi, D.A. (Eds.), *Urban remote sensing* (pp. 137-161). Boca Raton: CRC Press.
- Hese, S. (2001). Entwicklung und Anwendung geostatistischer Verfahren zur strukturellen Klassifizierung von Forstbeständen in hochauflösenden Daten der HRSC-A. Dissertation. Berlin: Technische Universität Berlin.
- Hilker, T., Coops, N.C., Wulder, M.A., Black, T.A., & Guy, R.D. (im Druck). The use of remote sensing in light use efficiency based models of gross primary production: A review of current status and future requirements. *Science of the Total Environment*, im Druck.
- Houborg, R., Soegaard, H., & Boegh, E. (2007). Combining vegetation index and model inversion methods for the extraction of key vegetation biophysical parameters using Terra and Aqua MODIS reflectance data. *Remote Sensing of Environment*, 106, 39-58.
- Huemmrich, K.F. (2001). The GeoSail model: a simple addition to the SAIL model to describe discontinuous canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 75, 423-431.
- Huemmrich, K.F., & Goward, S.N. (1997). Vegetation canopy PAR absorptance and NDVI: An assessment for ten tree species with the SAIL model. *Remote Sensing of Environment*, 61, 254-269.
- HyVista (2007). HyMap™ Sensor [online]. Available from: <http://www.hyvista.com/hyvistaweb/subPage.php?pageid=23> [accessed 1st June 2007].
- IntegratedSpectronics (2007). HyMap [online]. Available from: www.intspec.com [accessed 1st June 2007].
- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change] (2008). Climate Change 2007: Synthesis report [online]. Available from: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf [accessed 1st March 2008].
- Jacquemoud, S., Bacour, C., Poilve, H., & Frangi, J.P. (2000). Comparison of four radiative transfer models to simulate plant canopies reflectance: Direct and inverse mode. *Remote Sensing of Environment*, 74, 471-481.
- Jacquemoud, S., & Baret, F. (1990). Prospect - a Model of Leaf Optical-Properties Spectra. *Remote Sensing of Environment*, 34, 75-91.
- Jacquemoud, S., Baret, F., Andrieu, B., Danson, F.M., & Jaggard, K. (1995). Extraction of Vegetation Biophysical Parameters by Inversion of the Prospect Plus Sail Models on Sugar-Beet Canopy Reflectance Data - Application to Tm and Aviris Sensors. *Remote Sensing of Environment*, 52, 163-172.
- Jacquemoud, S., & Ustin, S.L. (2001). Leaf optical properties: A state of the art. *8th International Symposium on Physical Measurements & Signatures in Remote Sensing*, Aussois, France.
- Jacquemoud, S., Ustin, S.L., Verdebout, J., Schmuck, G., Andreoli, G., & Hosgood, B. (1996). Estimating leaf biochemistry using the PROSPECT leaf optical properties model. *Remote Sensing of Environment*, 56, 194-202.

- Jim, C.Y. (2003). Protection of urban trees from trenching damage in compact city environments. *Cities*, 20, 87-94.
- Jim, C.Y., & Chen, W.Y. (2008). Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *Journal of Environmental Management*, 88, 665-676.
- Jo, H.K., & McPherson, E.G. (2001). Indirect carbon reduction by residential vegetation and planting strategies in Chicago, USA. *Journal of Environmental Management*, 61, 165-177.
- Kaplan, R. (1984). Impact of Urban Nature - a Theoretical-Analysis. *Urban Ecology*, 8, 189-197.
- KEG [Kommission der europäischen Gemeinschaft] (2001). Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen zum sechsten Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft für die Umwelt. „Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand“ – sechstes Umweltaktionsprogramm. KOM (2001) 31 entgültig [online]. Available from: http://europa.eu.int/eur-lex/de/com/pdf/2001/de_501PC0031.pdf [accessed 1st March 2008].
- KEG [Kommission der europäischen Gemeinschaft] (2005). Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22.04.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 163/41 [online]. Available from: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/oj/1999/l_163/l_16319990629de00410060.pdf [accessed 1st March 2008].
- Kim, M.S., Daughtry, C.S.T., Chappelle, E.W., McMurtrey, J.E., & Walthall, C.L. (1994). The use of high spectral resolution bands for estimating absorbed photosynthetically active radiation (Apar). *6th Symposium on Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing, 17–21 January, 1994*, Val D'Isere, France (pp. 299–306).
- Kimes, D., Gastellu-Etchegorry, J., & Esteve, P. (2002). Recovery of forest canopy characteristics through inversion of a complex 3D model. *Remote Sensing of Environment*, 79, 320-328.
- Kimes, D., Knyazikhin, Y., Privette, J.L., Abuelgasim, A.A., & Gao, F. (2000). Inversion Methods for physically-based models. *Remote Sensing Reviews*, 18, 381-439.
- Kimes, D.S., & Kirchner, J.A. (1982). Radiative-Transfer Model for Heterogeneous 3-D Scenes. *Applied Optics*, 21, 4119-4129.
- Knipling, E.B. (1970). Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 1, 155-159.
- Koetz, B., Morsdorf, F., Sun, G., Ranson, K.J., Itten, K., & Allgower, B. (2006). Inversion of a lidar waveform model for forest biophysical parameter estimation. *Ieee Geoscience and Remote Sensing Letters*, 3, 49-53.
- Konijnendijk, C.C. (2003). A decade of urban forestry in Europe. *Forest Policy and Economics*, 5, 173-186.
- Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randerup, T.B., & Schipperijn, J. (2005). *Urban Forest and Trees*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

- Kötz, B. (2006). Estimating biophysical and biochemical properties over heterogeneous vegetation canopies. Radiative transfer modelling in forest canopies based on imaging spectrometry and LIDAR. Dissertation. Zürich: Universität Zürich.
- Kötz, B., Schaepman, M., Morsdorf, F., Bowyer, P., Itten, K., & Allgöwer, B. (2004). Radiative transfer modeling within a heterogeneous canopy for estimation of forest fire fuel properties. *Remote Sensing of Environment*, 92, 332-344.
- Kragh, J. (1981). Road Traffic Noise Attenuation by Belts of Trees. *Journal of Sound and Vibration*, 74, 235-241.
- Kramer, H., & Akca, A. (1995). *Leitfaden zur Waldmesslehre*. Frankfurt am Main: Sauerländer.
- Kubelka, P., & Munk, F. (1931). Ein Beitrag zur Optik der Farbanstriche. *Zeitschrift für Technische Physik*, 12, 593-601.
- Kuusik, A. (1991). Determination of Vegetation Canopy Parameters from Optical Measurements. *Remote Sensing of Environment*, 37, 207-218.
- Larcher, W. (1987). Stress bei Pflanzen. *Naturwissenschaften*, 74, 158-167.
- Larcher, W. (1994). *Ökophysiologie der Pflanzen*. Stuttgart: Ulmer.
- Leckie, D.G., Gougeon, F.A., Tims, S., Nelson, T., Burnett, C.N., & Paradine, D. (2005). Automated tree recognition in old growth conifer stands with high resolution digital imagery. *Remote Sensing of Environment*, 94, 311-326.
- Lefsky, M.A., Cohen, W.B., Parker, G.G., & Harding, D.J. (2002). Lidar remote sensing for ecosystem studies. *Bioscience*, 52, 19-30.
- LI-COR (1992). *LAI-2000 plant canopy analyzer – Operating manual*. Lincoln (NB): LI-COR, Inc.
- LI-COR (2004). *LI-250A Light meter instruction manual*. Lincoln (NB): LI-COR, Inc.
- Li, X.W., & Strahler, A.H. (1985). Geometric-Optical Modeling of a Conifer Forest Canopy. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 23, 705-721.
- Li, X.W., & Strahler, A.H. (1986). Geometric-Optical Bidirectional Reflectance Modeling of a Conifer Forest Canopy. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 24, 906-919.
- Li, X.W., & Strahler, A.H. (1992). Geometric-Optical Bidirectional Reflectance Modeling of the Discrete Crown Vegetation Canopy - Effect of Crown Shape and Mutual Shadowing. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30, 276-292.
- Liang, S.L. (2004). *Quantitative remote sensing of land surfaces*. New Jersey: Wiley.
- Liang, S.L. (2007). Recent developments in estimating land surface biogeophysical variables from optical remote sensing. *Progress in Physical Geography*, 31, 501-516.
- Lillesand, T.M., & Kiefer, R.W. (2000). *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sohns.
- Loreau, M., & Hector, A. (2001). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments (vol 412, pg 72, 2001). *Nature*, 413, 548-548.
- Lucht, W., Schaaf, C.B., & Strahler, A.H. (2000). An algorithm for the retrieval of albedo from space using semiempirical BRDF models. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38, 977-998.

- Lyr, H., Fiedler, H.J., & Tranquillini, W. (Eds.) (1992). *Physiologie und Ökologie der Gehölze*. Jena, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- MacArthur, A.A., Maclellan, C., & Malthus, T.J. (2007). Determining the FOV and directional response field spectroradiometers. *Proceedings 5th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy, 23-25 April, 2007, Bruges, Belgium*.
- Maier, S.W., Ludeker, W., & Gunther, K.P. (1999). SLOP: A revised version of the stochastic model for leaf optical properties. *Remote Sensing of Environment*, 68, 273-280.
- Malenovsky, Z., Bartholomeus, H.M., Acerbi-Junior, F.W., Schopfer, J.T., Painter, T.H., Epema, G.F., & Bregt, A.K. (2007). Scaling dimensions in spectroscopy of soil and vegetation. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9, 137-164.
- Malenovsky, Z., Martin, E., Homolova, L., Gastellu-Etchegorry, J.P., Zurita-Milla, R., Schaepman, M.E., Pokorny, R., Clevers, J., & Cudlin, P. (2008). Influence of woody elements of a Norway spruce canopy on nadir reflectance simulated by the DART model at very high spatial resolution. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1-18.
- Malthus, T.J., & Younger, C.J. (2000). Remotely sensing in street trees using high spatial resolution data. *Proceedings 2nd International Geospatial Information in Agriculture and Forest Conference, 10-12 January, 2000, Lake Buena Vista, Florida*.
- Matthew, M.W., Adler-Golden, S.M., Berk, A., Richtsmeier, S.C., Levine, R., & Bernstein, L.S. (2000). Status of atmospheric correction using a MODTRAN4-based algorithm. *SPIE Proceeding, Algorithms for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery VI*, 4049, 199-207.
- McDonnell, M., Pickett, S., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R., Zipperer, W., Parmelee, R., Carreiro, M., & Medley, K. (1997). Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 1, 21-36.
- McHale, M.R., Gregory McPherson, E., & Burke, I.C. (2007). The potential of urban tree plantings to be cost effective in carbon credit markets. *Urban Forestry & Urban Greening*, 6, 49-60.
- McKinney, M.L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience*, 52, 883-890.
- McPherson, E.G. (1998). Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture*, 24, 215-223.
- McPherson, E.G., Nowak, D., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C., Grant, r., & Rowntree, R. (1997). Quantifying urban forest structure, function, and value: The Chicago Urban Forest Climate Project. *Urban Ecosystems*, 1, 49-61.
- McPherson, E.G., & Simpson, J.R. (2002). A comparison of municipal forest benefits and costs in Modesto and Santa Monica, California, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1, 61-74.
- MEA [Millenium Ecosystem Assessment] (2005). *Ecosystems and human well-being: Policy responses, volume 3*. Washington D.C.: Island Press.
- Melesse, A.M., Weng, Q.H., Thenkabail, P.S., & Senay, G.B. (2007). Remote sensing sensors and applications in environmental resources mapping and modelling. *Sensors*, 7, 3209-3241.

- Meroni, M., Colombo, R., & Panigada, C. (2004). Inversion of a radiative transfer model with hyperspectral observations for LAI mapping in poplar plantations. *Remote Sensing of Environment*, 92, 195-206.
- Meyer, P., Itten, K.I., Kellenberger, T., Sandmeier, S., & Sandmeier, R. (1993). Radiometric Corrections of Topographically Induced Effects on Landsat Tm Data in an Alpine Environment. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 48, 17-28.
- Miller, J.R., Berger, M., Goulas, Y., Jacquemoud, S., Louis, J., Moise, N., Mohammed, G., Moreno, J., Moya, I., Pedrós, R., Verhoef, W., & Zarco-Tejada, P.J. [European Space Agency] (2005). *Development of a vegetation fluorescence canopy model, Final Report, May 2005*, Contract No. 16365/02/NL/FF. European Space Research and Technology Centre (ESTEC).
- Minnaert, M. (1941). The reciprocity principle in lunar photometry. *Astrophysical Journal*, 93, 403-410.
- Mitscherlich, G. (1971). *Wald, Wachstum und Umwelt – Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums. Band 2: Waldklima und Wasserhaushalt*. Frankfurt: Sauerländers Verlag.
- Morsdorf, F., Meier, E., Kotz, B., Itten, K.I., Dobbertin, M., & Allgower, B. (2004). LIDAR-based geometric reconstruction of boreal type forest stands at single tree level for forest and wildland fire management. *Remote Sensing of Environment*, 92, 353-362.
- Muller, A., Richter, R., Habermeyer, M., Dech, S., Segl, K., & Kaufmann, H. (2005). Spectoradiometric requirements for the reflective module of the airborne spectrometer ARES. *Ieee Geoscience and Remote Sensing Letters*, 2, 329-332.
- Myneni, R.B., Ross, J., & Asrar, G. (1989). A Review on the Theory of Photon Transport in Leaf Canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 45, 1-153.
- Nieke, J., Itten, K., Debruyn, W., & APEX-Team (2006). The airborne imaging spectrometer APEX: From concept to realisation. In Zagajewski, B. & Sobczak, M. (Eds.) *Proceedings 4th EARSeL workshop on Imaging Spectroscopy – “New Qualities in Environmental Studies”*. 27-29 April, 2005, Warschau, Polen
- Nowak, D.J., & Crane, D.E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116, 381-389.
- Nowak, D.J., Kuroda, M., & Crane, D.E. (2004). Tree mortality rates and tree population projections in Baltimore, Maryland, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2, 139-147.
- Nowak, D.J., Rowntree, R.A., McPherson, E.G., Sisinni, S.M., Kerkmann, E.R., & Stevens, J.C. (1996). Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning*, 36, 49-57.
- Oleksyn, J., Kloeppel, B.D., Lukasiewicz, S., Karolewski, P., & Reich, P.B. (2007). Ecophysiology of horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.) in degraded and restored urban sites. *Polish Journal of Ecology*, 55, 245-260.
- Oren, M., & Nayar, S.K. (1995). Generalization of the Lambertian Model and Implications for Machine Vision. *International Journal of Computer Vision*, 14, 227-251.

- Otterman, J., Brakke, T., & Smith, J. (1995). Effects of Leaf-Transmittance Versus Leaf-Reflectance on Bidirectional Scattering from Canopy Soil Surface - an Analytical Study. *Remote Sensing of Environment*, 54, 49-60.
- Otterman, J., & Brakke, T.W. (1991). Dense Canopy Albedo as a Function of Illumination Direction - Dependence on Structure and Leaf Transmittance. *Theoretical and Applied Climatology*, 43, 3-16.
- Panferov, O., Knyazikhin, Y., Myneni, R.B., Szarzynski, J., Engwald, S., Schnitzler, K.G., & Gravenhorst, G. (2001). The role of canopy structure in the spectral variation of transmission and absorption of solar radiation in vegetation canopies. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39, 241-253.
- Pataki, D.E., Alig, R.J., Fung, A.S., Golubiewski, N.E., Kennedy, C.A., McPherson, E.G., Nowak, D.J., Pouyat, R.V., & Lankao, P.R. (2006). Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology*, 12, 2092-2102.
- Pauleit, S., Jones, N., Garcia-Martin, G., Garcia-Valdecantos, J.L., Rivière, L.M., Vidal-Beaudet, L., Bodson, M., & Randrup, T.B. (2002). Tree establishment practice in towns and cities - Results from a European survey. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1, 83-96.
- Peterson, D.L., & Hubbard, G.S. (1992). Scientific Issues and Potential Remote-Sensing Requirements for Plant Biochemical Content. *Journal of Imaging Science and Technology*, 36, 446-456.
- Pinty, B., Gobron, N., Widlowski, J.L., Gerstl, S.A.W., Verstraete, M.M., Antunes, M., Bacour, C., Gascon, F., Gastellu, J.P., Goel, N., Jacquemoud, S., North, P., Qin, W.H., & Thompson, R. (2001). Radiation transfer model intercomparison (RAMI) exercise. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 106, 11937-11956.
- Pinty, B., Widlowski, J.L., Taberner, M., Gobron, N., Verstraete, M.M., Disney, M., Gascon, F., Gastellu, J.P., Jiang, L., Kuusk, A., Lewis, P., Li, X., Ni-Meister, W., Nilson, T., North, P., Qin, W., Su, L., Tang, S., Thompson, R., Verhoef, W., Wang, H., Wang, J., Yan, G., & Zang, H. (2004). Radiation Transfer Model Intercomparison (RAMI) exercise: Results from the second phase. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 109.
- Pouliot, D.A., King, D.J., Bell, F.W., & Pitt, D.G. (2002). Automated tree crown detection and delineation in high-resolution digital camera imagery of coniferous forest regeneration. *Remote Sensing of Environment*, 82, 322-334.
- Price, C. (2003). Quantifying the aesthetic benefits of urban forestry. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1, 123-133.
- Privette, J.L., Myneni, R.B., Tucker, C.J., & Emery, W.J. (1994). Invertibility of a 1-D Discrete Ordinates Canopy Reflectance Model. *Remote Sensing of Environment*, 48, 89-105.
- Quackenbush, L.J., Hopkins, P.F., & Kinn, G.J. (2000). Developing forestry products from high resolution digital aerial imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66, 1337-1346.
- Raimondo, F., Ghirardelli, L.A., Nardini, A., & Salleo, S. (2003). Impact of the leaf miner *Cameraria ohridella* on photosynthesis, water relations and hydraulics of *Aesculus hippocastanum* leaves. *Trees-Structure and Function*, 17, 376-382.

- RAMI [Radiation transfer Model Intercomparison] (2007). Radiation transfer Model Intercomparison - third phase [online]. Available from: <http://rami-benchmark.jrc.it/HTML/RAMI3/RAMI3.php> [accessed 1st June 2007].
- ReSe [Remote Sensing Applications] (2005). *PARametric GEocoding 2.2 User Guide*. Zürich: ReSe Applications Schläpfer.
- Richards, J., & Jia, X. (2005). *Remote sensing digital image analysis*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- Richter, R. (2005). *Atmospheric/Topographic correction for airborne imagery. Atcor-4 user's guide, Version 4.0*. Wessling: Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Deutsches Fernerkundungszentrum (DFD).
- Rotach, M.W. (1995). Profiles of Turbulence Statistics in and above an Urban Street Canyon. *Atmospheric Environment*, 29, 1473-1486.
- Rotronic (2007). HygroLOG Autonomer Datenlogger [online]. Available from: http://www.rotronic.de/produkte/feuchte_temperatur/datenlogger.php?productid=141 [accessed 1st June 2007].
- Rowntree, R.A., & Nowak, D.J. (1991). Quantifying the role of urban forests in removing atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*, 17, 269-275.
- Sachs, L. (1999). *Angewandte Statistik*. Berlin: Springer.
- Sæbø, A., Benedikz, T., & Randrup, T.B. (2003). Selection of trees for urban forestry in the Nordic countries. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2, 101-114.
- Salleo, S., Nardini, A., Raimondo, F., Lo Gullo, M.A., Pace, F., & Giacomich, P. (2003). Effects of defoliation caused by the leaf miner *Cameraria ohridella* on wood production and efficiency in *Aesculus hippocastanum* growing in north-eastern Italy. *Trees-Structure and Function*, 17, 367-375.
- Savitzky, A., & Golay, M.J.E. (1964). Smoothing + Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. *Analytical Chemistry*, 36, 1627-&.
- Schiefer, S., Hostert, P., & Damm, A. (2006). Correcting brightness gradients in hyperspectral data from urban areas. *Remote Sensing of Environment*, 101, 25-37.
- Schläpfer, D., & Richter, R. (2002). Geo-atmospheric processing of airborne imaging spectrometry data. Part 1: parametric orthorectification. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 2609-2630.
- Schlerf, M., & Atzberger, C. (2006). Inversion of a forest reflectance model to estimate structural canopy variables from hyperspectral remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 100, 281-294.
- Schopfer, P., & Brennicke, A. (1999). *Pflanzenphysiologie*. Berlin: Springer.
- Seller, P. (1989). Vegetation-canopy spectral reflectance and biophysical processes. In Asrar, G. (Ed.) *Theory and applications of optical remote sensing* (pp. 297-333). New York: Wiley & Sons.
- SenStadt [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin] (2008a). Digitaler Umweltatlas Berlin – 01.02 Versiegelung [online]. Available from: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/ib102.htm> [accessed 1st March 2008].
- SenStadt [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin] (2008b). Projektbeschreibung „BerlinCam“ [online]. Available from:

- http://www.stadtentwicklung.berlin.de/pflanzenschutz/berlin_cam/de/projekt/index.shtml [accessed 1st March 2008].
- SenStadt [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin] (2008c). Stadtgrün - Stadtbäume [online]. Available from: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/stadtgruen/stadtbaeume/index.shtml> [accessed 1st March 2008].
- Simpson, J.R. (2002). Improved estimates of tree-shade effects on residential energy use. *Energy and Buildings*, 34, 1067-1076.
- Sinclair, T.R., Hoffer, R.M., & Schreibe.Mm (1971). Reflectance and Internal Structure of Leaves from Several Crops During a Growing Season. *Agronomy Journal*, 63, 864-&.
- Sinoquet, H., & Andrieu, B. (1993). The geometrical structure of plant canopies: Characterization and direct measurement methods. In Varlet-Grancher, C., Bonhomme, R. & Sinoquet, H. (Eds.), *Crop structure and light microclimate – Characterization and applications*. Paris: INRA Editions.
- Steffen, W., Jäger, J., Carson, D.J., & Bradshaw, C. (2001). Challenges of a changing earth. *Proceedings of the Global Open Science Conference, 10-13 July, 2001*, Amsterdam, Netherlands.
- Suits, G.H. (1971). The calculation of the directional reflectance of a vegetative canopy. *Remote Sensing of Environment*, 2, 117-125.
- Sukopp, H. (Ed.) (1990). *Stadtökologie. Das Beispiel Berlin*. Berlin: Dietrich Reimer Verlag.
- Tanré, D., Deroo, C., Duhaut, P., Herman, M., Morcette, J.J., Perbos, J., & Deschamps, P.Y. (1990). Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum - the 5S Code. *International Journal of Remote Sensing*, 11, 659-668.
- Teillet, P.M., Guindon, B., & Goodenough, D.G. (1982). On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 7, 1637-1651.
- Terho, M., & Hallaksela, A.-M. (2005). Potential hazard characteristics of Tilia, Betula, and Acer trees removed in the Helsinki City Area during 2001-2003. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3, 113-120.
- Tomiczek, C., & Krehan, H. (1998). The Horsechestnut Leafmining moth (Cameraria ohridella): A new pest in Central Europe. *Journal of Arboriculture*, 24, 144-148.
- Treitz, P.M., & Howarth, P.J. (1999). Hyperspectral remote sensing for estimating biophysical parameters of forest ecosystems. *Progress in Physical Geography*, 23, 359-390.
- Tsai, F., & Philpot, W. (1998). Derivative analysis of hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, 66, 41-51.
- Tucker, C.J., & Garratt, M.W. (1977). Leaf Optical System Modeled as a Stochastic-Process. *Applied Optics*, 16, 635-642.
- Tyrväinen, L., Silvennoinen, H., & Kolehmainen, O. (2003). Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1, 135-149.
- Ulrich, R.S., Simons, R.F., Losito, B.D., Fiorito, E., Miles, M.A., & Zelson, M. (1991). Stress Recovery During Exposure to Natural and Urban Environments. *Journal of Environmental Psychology*, 11, 201-230.

- UNEP [United Nation Environmental Programm] (2007). Global Environment Outlook 4 (GEO-4): Environment for development [online]. Available from: http://www.unep.org/geo/geo4/report/GEO-4_Report_Full_en.pdf [accessed 1st March 2008].
- UNFPA [United Nations Population Fund] (2007). The State of World Population 2007- Unleashing the potential of urban growth [online]. Available from: http://www.unfpa.org/upload/lib_pub_file/695_filename_sowp2007_eng.pdf [accessed 1st March 2008].
- Ustin, S.L., Smith, M.O., Jacquemoud, S., Verstraete, M.M., & Govaerts, Y.M. (1999). Geobotany: Vegetation mapping for Earth sciences. In Rencz, A.N. (Ed.) *Remote Sensing of the Earth Sciences: Manual of Remote Sensing, Vol. 3* (p. 189–248). New York: John Wiley & Sons.
- Vaiphasa, C. (2006). Consideration of smoothing techniques for hyperspectral remote sensing. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 60, 91-99.
- Verhoef, W. (1984). Light-Scattering by Leaf Layers with Application to Canopy Reflectance Modeling - the Sail Model. *Remote Sensing of Environment*, 16, 125-141.
- Verhoef, W. (1985). Earth Observation Modeling Based on Layer Scattering Matrices. *Remote Sensing of Environment*, 17, 165-178.
- Verhoef, W., & Bach, H. (2007). Coupled soil-leaf-canopy and atmosphere radiative transfer modeling to simulate hyperspectral multi-angular surface reflectance and TOA radiance data. *Remote Sensing of Environment*, 109, 166-182.
- Verstraete, M.M., Pinty, B., & Myneni, R.B. (1996). Potential and limitations of information extraction on the terrestrial biosphere from satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 58, 201-214.
- Vitousek, P.M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems (vol 277, pg 494, 1997). *Science*, 278, 21-21.
- Vogelmann, T.C. (1993). Plant-Tissue Optics. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 44, 231-251.
- Vogt, R., Christen, A., Rotach, M.W., Roth, M., & Satyanarayana, A.N.V. (2006). Temporal dynamics of CO₂ fluxes and profiles over a central European city. *Theoretical and Applied Climatology*, 84, 117-126.
- Wagner, S., & Hagemeyer, M. (2006). Method of segmentation affects leaf inclination angle estimation in hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 139, 12-24.
- Waters (2007). HPLC [online]. Available from: <http://www.waters.com/waters/nav.htm?cid=514251> [accessed 1st June 2007].
- Watson, D.J. (1947). Comparative Physiological Studies on the Growth of Field Crops .1. Variation in Net Assimilation Rate and Leaf Area between Species and Varieties, and within and between Years. *Annals of Botany*, 11, 41-76.
- Weiss, M., Baret, F., Leroy, M., Hautecoeur, O., Bacour, C., Prevot, L., & Bruguier, N. (2002). Validation of neural net techniques to estimate canopy biophysical variables from remote sensing data. *Agronomie*, 22, 547-553.

- Weiss, M., Baret, F., Myneni, R.B., Pragnere, A., & Knyazikhin, Y. (2000). Investigation of a model inversion technique to estimate canopy biophysical variables from spectral and directional reflectance data. *Agronomie*, 20, 3-22.
- Weiss, M., Troufleau, D., Baret, F., Chauki, H., Prevot, L., Oliso, A., Bruguier, N., & Brisson, N. (2001). Coupling canopy functioning and radiative transfer models for remote sensing data assimilation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108, 113-128.
- Wittig, R. (2002). *Siedlungsvegetation. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- WMBW [Wirtschaftsministerium Baden Württemberg] (2007). Städtebauliche Klimafibel online. Hinweise für die Bauleitplanung [online]. Available from: <http://www.staedtebauliche-klimafibel.de/index-1.htm> [accessed 1st March 2008].
- Wulder, M., Niemann, K.O., & Goodenough, D.G. (2000). Local maximum filtering for the extraction of tree locations and basal area from high spatial resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 73, 103-114.
- Xiao, Q., Ustin, S.L., & McPherson, E.G. (2004). Using AVIRIS data and multiple-masking techniques to map urban forest tree species. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 5637-5654.
- Zarco-Tejada, P.J., Berjon, A., Lopez-Lozano, R., Miller, J.R., Martin, P., Cachorro, V., Gonzalez, M.R., & de Frutos, A. (2005). Assessing vineyard condition with hyperspectral indices: Leaf and canopy reflectance simulation in a row-structured discontinuous canopy. *Remote Sensing of Environment*, 99, 271-287.
- Zarco-Tejada, P.J., Miller, J.R., Morales, A., Berjon, A., & Aguera, J. (2004). Hyperspectral indices and model simulation for chlorophyll estimation in open-canopy tree crops. *Remote Sensing of Environment*, 90, 463-476.
- Zarco-Tejada, P.J., Miller, J.R., Noland, T.L., Mohammed, G.H., & Sampson, P.H. (2001). Scaling-up and model inversion methods with narrowband optical indices for chlorophyll content estimation in closed forest canopies with hyperspectral data. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39, 1491-1507.
- Zarco-Tejada, P.J., Miller, J.R., Pedros, R., Verhoef, W., & Berger, M. (2006). FluorMODgui V3.0: A graphic user interface for the spectral simulation of leaf and canopy chlorophyll fluorescence. *Computers & Geosciences*, 32, 577-591.
- Zerbe, S., Maurer, U., Schmitz, S., & Sukopp, H. (2003). Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and Urban Planning*, 62, 139-148.

Anhang A: Messstandorte

Grellstraße



Abbildung A-1: Teststandort Grellstraße. Bilddaten: Digitale Orthophotos (DOP25)



Abbildung A-2: Photos Grellstraße. Links: Grellstraße-links (GL). Rechts: Grellstraße-rechts (GR).

Dom



Abbildung A-3: Teststandort Dom. Bilddaten: Digitale Orthophotos (DOP25)



Abbildung A-4: Photos Grellstraße. Links: Dom-links (DL). Mitte: Dom-mitte (DM). Rechts: Dom-rechts (DR).

Zeltenplatz



Abbildung A-5: Teststandort Zeltenplatz. Bilddaten: Digitale Orthophotos (DOP25)



Abbildung A-6: Photos Zeltenplatz. Links: Zeltenplatz-links (ZL). Mitte: Zeltenplatz-mitte (ZM). Rechts: Zeltenplatz-rechts (ZR).

Treskowallee



Abbildung A-7: Teststandort Treskowallee. Bilddaten: Digitale Orthophotos (DOP25)



Abbildung A-8: Photos Treskowallee. Links: Treskowallee-links (ZL). Mitte: Treskowallee-mitte (ZM). Rechts: Treskowallee-rechts (ZR).

Anhang B: Programm zur Spektrenbearbeitung

In IDL wurde das Programm SPP (engl. *Spectra PreProcessing*) erarbeitet, dass die Vorverarbeitung von Reflexionsspektren ermöglicht. Das Programm stellt eine graphische Nutzeroberfläche und folgende Funktionalitäten bereit:

- Auswahl von ASD-Binärdaten verschiedener Formatierung
- Interpolation der verrauschten Signale in den Wasserabsorptionsbanden um 1450 nm, 1900 nm und 2100 nm
- Korrektur detektorspezifischer Sprünge im Signal
- Filterung des Signals mit einem gleitenden Mittelwertfilter
- Filterung des Signals mit dem Savitzky-Golay Filter

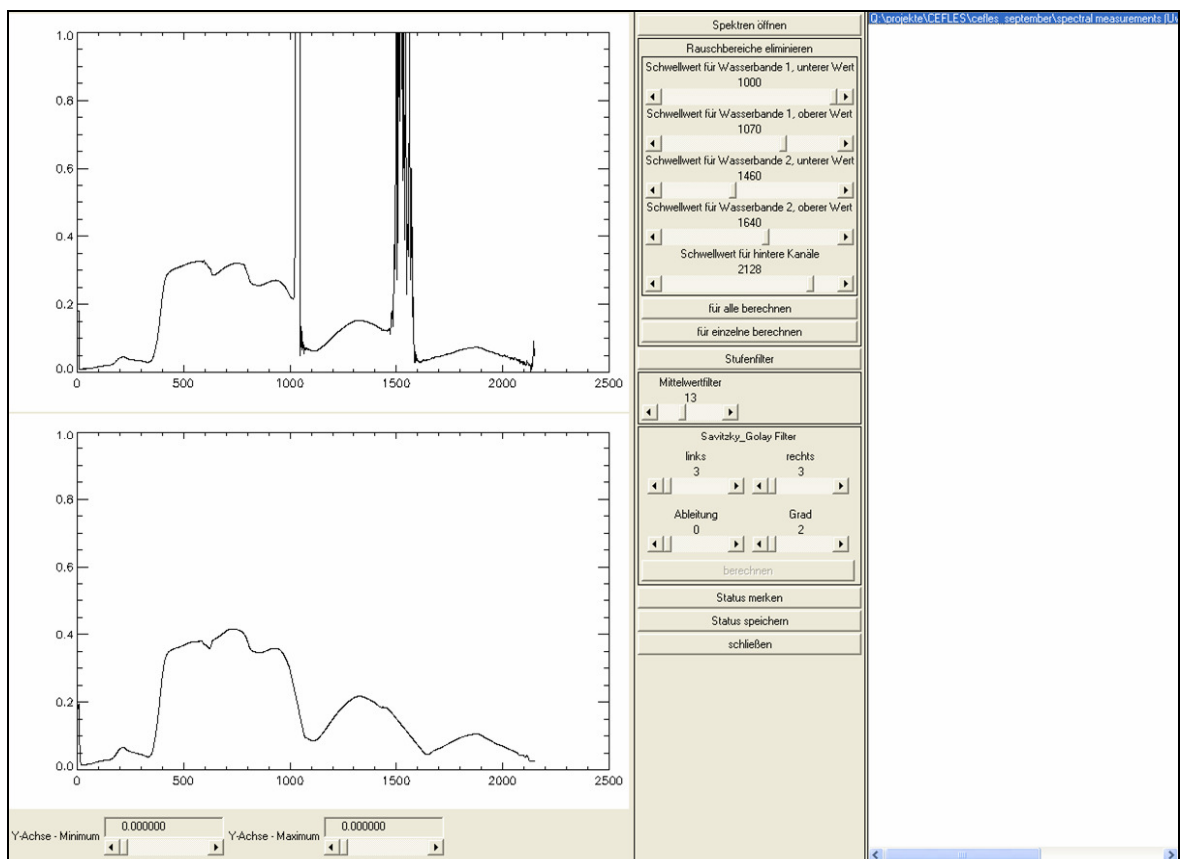


Abbildung A-9: Graphische Nutzeroberfläche von SPP

Spektralfilterung

$$\overline{\rho(\lambda_i)} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \rho(\lambda_i) \quad (\text{A-1})$$

mit: $\overline{\rho(\lambda_i)}$: gemittelter Reflexionswert im Kanal i

$\rho(\lambda_i)$: Reflexionssignatur im Kanal i

n : Anzahl der Kanäle im Fenster

$$\overline{\rho(\lambda_i)} = \frac{1}{n} \sum_{j=-m}^m c_j \rho(\lambda_{i+j}) \quad ..(\text{A-2})$$

mit: $\overline{\rho(\lambda_i)}$: Savitzky-Golay gefilterter Reflexionswert im Kanal i

$\rho(\lambda_i)$: Reflexionssignatur im Kanal i

c_j : Koeffizient für den Reflexionswert j im Filterfenster

n : Anzahl der Kanäle im Fenster

m : Hälfte des Filterfensters

Beseitigung von Gittersprüngen

wenn $i < 620$

$$\rho^{\circ}_i = \rho_i + \frac{(\rho_{621} - \rho_{620})}{2 \cdot 620} i \quad (\text{A-3})$$

wenn $621 < i < 1023$

$$\rho^{\circ}_i = \rho_i - \frac{(\rho_{621} - \rho_{620})}{2 \cdot 420} i \quad (\text{A-4})$$

wenn $1024 < i < 1420$

$$\rho^{\circ}_i = \rho_i + \frac{(\rho_{1421} - \rho_{1420})}{2 \cdot 397} i \quad (\text{A-5})$$

wenn $1421 < i < 2151$

$$\rho^{\circ}_i = \rho_i - \frac{(\rho_{1421} - \rho_{1420})}{2 \cdot 728} i \quad (\text{A-6})$$

mit: ρ°_i : Korrigierter Reflexionswert im Kanal i

ρ_i : Reflexionssignatur im Kanal i

i : Kanalnummer [1 - 2151]

Korrektur Wasserabsorptionsbanden

$$\rho^{\circ}_i = \rho_i - \frac{(\rho_{s1} - \rho_{s2})}{n} i \quad (\text{A-7})$$

mit: ρ°_i : Korrigierter Reflexionswert im Kanal i

ρ_i : Reflexionssignatur im Kanal i

ρ_{s1} : Reflexionssignatur an linker Schulter der Wasserabsorptionsbande

ρ_{s2} : Reflexionssignatur an rechter Schulter der Wasserabsorptionsbande

n : Anzahl der Kanäle in Wasserabsorptionsbande

i : Kanalnummer [0 - n]

Anhang C: IDL-Programmcode: Anpassung der Geometrie von ALK- und Bilddaten

PRO KORREKTUR_Blickwinkelversatz

; Einlesen der Koordinaten und ausgewählter Katasterinfos von 373 Kastanien

```
dummy = STRARR(1) ;Headerzeile
temp = STRARR(373) ;Katasterdaten der 373 Bäume
OPENR, unit, 'Versatzinfo.txt', /get_lun
READF, unit, dummy
READF, unit, temp
CLOSE, unit
FREE_LUN, unit

geoX = DBLARR(373) ;Array für y-Koordinaten
geoY = DBLARR(373) ;Array für y-Koordinaten
HyMst = INTARR(373) ;Array für HyMap Streifennummer
crownDia = FLTARR(373) ;Array für Kronendurchmesser
treeh = FLTARR(373) ;Array für Baumhöhe
ID = STRARR(373) ;Array für BaumID
```

; für 373 Bäume die Katasterdaten in Arrays aufteilen

```
FOR i = 0, 372 DO BEGIN
    tmp = STRSPLIT(temp[i], '[ ,      ]', /EXTRACT)
    HyMst[i] = FIX(tmp[0])
    crownDia[i] = FLOAT(tmp[2])
    treeh[i] = FLOAT(tmp[3])
    geoX[i] = DOUBLE(tmp[4])
    geoY[i] = DOUBLE(tmp[5]) - 5000000
    ID[i] = tmp[1]
ENDFOR
```

ENDFOR

; Wenn keine Information zur Baumhöhe oder dem Kronenradius existiert, werden Platzhalter eingesetzt (Kronendurchmesser 2.5m, und Baumhöhe 15m)

```
t = WHERE(treeh eq 0.0)
treeh[t] = 15.00
t = WHERE(crownDia eq 0.0)
IF t[0] ne (-1) THEN crownDia[t] = 2.50
```

;Spezifikation der ScanAngle-Dateien

```
sca_file_name = [ '20050620_berlin_streifen1_rad_sca', '20050620_berlin_streifen2_rad_sca', $
                  '20050620_berlin_streifen3_rad_sca', '20050620_berlin_streifen4_rad_sca', $
                  '20050620_berlin_streifen5_rad_sca', '20050620_berlin_streifen6_rad_sca']
```

Spezifikation der HyMap Daten (xStart, Rechtswert, Hochwert (UTM, WGS84), Zeilen, Spalten)

```
tie = [ [1,388049.00,5323,811199.50,693,5323], $
        [0,391501.00,0,824837.50,3517,5848], $
        [1,398230.50,5979,807451.00,1512,5979], $
        [1,375538.25,2152,816591.75,9346,2152], $
```

```

[1,369999.50,1145,812998.50,11430,1145],$
[1,386387.50,1351,808737.50,7159,1351]]

pixsi = 3.5 ; Pixelgröße
xstart = 1
ystart = 1
headarr = 360.-[0.,152.,352.,81.,89.,274.] ; Flugrichtung je HyMap Flugstreifen
; Auslesen des Scanwinkels (Information ist im ersten Kanal der ScanAngle-Datei; über die Geokoordinate
wird ; die Bildkoordinate berechnet
; anschließend die Berechnung der neuen Pixelposition

sca = INTARR(373)
offarr = FLTARR(3,373)
geoXneu = DBLARR(373)
geoYneu = DBLARR(373)
FOR j = 0, 372 DO BEGIN
    sam = tie[4,HyMst[j]-1]
    lin = tie[5,HyMst[j]-1]
    heading = headarr[HyMst[j]-1]
    imgX = FIX((geoX[j]-tie[1,HyMst[j]-1])/pixsi+tie[0,HyMst[j]-1])
    imgY = FIX(((geoY[j]-tie[3,HyMst[j]-1])/pixsi-tie[2,HyMst[j]-1])*(-1))
    IF (imgX lt 0) or (imgY lt 0) or (imgX gt sam) or (imgY gt lin) THEN BEGIN
        sca[j] = 9100
        geoXneu[j] = geoX[j]
        geoYneu[j] = geoY[j]
    ENDIF ELSE BEGIN
        px = imgX-xstart
        py = imgY-ystart
        pos = (py*111*sam+px)*2 ; Position im HyMap Datensatz
        tmp = 0
        OPENR, unit, 'sca\' +sca_file_name[HyMst[j]-1], /get_lun
        POINT_LUN, unit, pos
        READU, unit, tmp
        CLOSE, unit
        FREE_LUN, unit
        sca[j] = tmp
    ENDIF
; Berechnung des Offset [m], in Abhängigkeit vom Scanwinkel und Baumhöhe
    off_korr = ((COS(!dtor*(sca[j]/100))*crownDia[j]+SIN(!dtor*(sca[j]/100))*treeh[j])-$
    crownDia[j])/2
    offarr[0,j] = ((TAN(!dtor*sca[j]/100.)*treeh[j])-off_korr)
    offarr[1,j] = offarr[0,j]*COS(!dtor*heading)-0.*SIN(!dtor*heading)
    offarr[2,j] = offarr[0,j]*SIN(!dtor*heading)+0.*COS(!dtor*heading)
; Berechnung der neuen Geokoordinate

```

```
        geoXneu[j]=geoX[j]+offarr[1,j]
        geoYneu[j]=geoY[j]+offarr[2,j]
    ENDELSE
ENDFOR
; Herausschreiben der korrigierten Koordinaten
OPENW, unit, 'Shiftkoordinaten_Kastanien_korr.txt', /get_lun
PRINTF, unit, [geoXneu, geoYneu]
CLOSE, unit
FREE_LUN, unit
END
```

Anhang D: IDL-Programmcode: Selektion spektral reiner Bildelemente

PRO SPEKTRENEXTRAKTION

; Einlesen der Koordinaten und ausgewählter Katasterinfos

dummy = STRARR(1) ;Headerzeile

temp = STRARR(373) ; Katasterdaten der 373 Bäume

OPENR, unit, 'Bauminfo.txt', /get_lun

READF, unit, dummy

READF, unit, temp

CLOSE, unit

FREE_LUN, unit

geoX = DBLARR(373) ;Array für y-Koordinaten

geoY = DBLARR(373) ;Array für y-Koordinaten

HyMst = INTARR(373) ;Array für HyMap Streifennummer

crownDia = FLTARR(373) ;Array für Kronendurchmesser

treeh = FLTARR(373) ;Array für Baumhöhe

ID = STRARR(373) ;Array für BaumID

; für 373 Bäume die Katasterdaten in Arrays aufteilen

FOR i = 0, 372 DO BEGIN

tmp = STRSPLIT(temp[i], '[,]' ,/EXTRACT)

HyMst[i] = FIX(tmp[0])

crownDia[i] = FLOAT(tmp[2])

treeh[i] = FLOAT(tmp[3])

geoX[i] = DOUBLE(tmp[4])

geoY[i] = DOUBLE(tmp[5])-5000000

ID[i] = tmp[1]

ENDFOR

; Wenn keine Information zur Baumhöhe oder dem Kronenradius existiert, werden Platzhalter eingesetzt (Kronendurchmesser 2.5m, und Baumhöhe 15m)

t = WHERE(treeh eq 0.0)

treeh[t] = 15.00

t = WHERE(crownDia eq 0.0)

IF t[0] ne (-1) THEN crownDia[t] = 2.50

;Spezifikation der HyMap-Dateinamen

HyM_file_name = ['050620-01-hym-g-r.bsq', '050620-02-hym-g-r.bsq', \$

'050620-03-hym-g-r.bsq', '050620-04-hym-g-r.bsq', \$

'050620-05-hym-g-r.bsq', '050620-06-hym-g-r.bsq']

; Spezifikation der HyMap Daten (xStart, Rechtswert, Hochwert (UTM, WGS84), Zeilen, Spalten)

tie = [[1,388049.00,1,829826.50,693,5323], \$

[0,391501.00,0,824837.50,3517,5848], \$

[1,398230.50,1,828374.00,1512,5979], \$

[1,375538.25,1,824120.30,9346,2152], \$

```

[1,374896.00,1,817002.50,8651,1145],$
[1,386387.50,1,813462.50,7159,1351]]

pixsi = 3.5 ;Pixelgröße
xstart = 1
ystart = 1
bands = 114 ;Anzahl der Kanäle
; Spezifikation der Filter zur Koordinatenberechnung (D1=x; D2=y; D3=Filtervariation; D4=(0->
Rechtswert; 1-> Hochwert))

Filterarr = INTARR(5,5,3,3) ; Filterarray – 5x5 Bildelemente (Reserve für größere Bäume )
Filterarr[* ,0,2:6,0] = (-2)
Filterarr[* ,1,2:6,0] = (-1)
Filterarr[* ,3,2:6,0] = 1
Filterarr[* ,4,2:6,0] = 2
Filterarr[0,* ,2:6,1] = (-2)
Filterarr[1,* ,2:6,1] = (-1)
Filterarr[3,* ,2:6,1] = 1
Filterarr[4,* ,2:6,1] = 2
; Fall 0: kein Pixel
; Fall 1: nur 1 Pixel
Filterarr[2,2,1,2]=1
; Fall 2: 5 Pixel
Filterarr[1:3,2,2,2] = 1
Filterarr[2,1:3,2,2] = 1
Filterarr[* ,* ,2,0] = Filterarr[* ,* ,2,0]*Filterarr[* ,* ,2,2]
Filterarr[* ,* ,2,1] = Filterarr[* ,* ,2,1]*Filterarr[* ,* ,2,2]
;Fall 3: 9 Pixel
Filterarr[1:3,1:3,3,2] = 1
Filterarr[* ,* ,3,0] = Filterarr[* ,* ,3,0]*Filterarr[* ,* ,3,2]
Filterarr[* ,* ,3,1] = Filterarr[* ,* ,3,1]*Filterarr[* ,* ,3,2]
,*****
; baumspezifische Pixelextraktion
treeSLIB = INTARR(114,25*373)
XYkoord = INTARR(2,25*373)
OPENW, unitkoo, 'BaumSLIB_koord.txt', /get_lun
FOR j=0, 373 DO BEGIN
;1.Schritt: Baumspezifischen Filter auswählen (über Durchmesser)
IF crownDia[j] LT 6.00 THEN filter = 0
IF ((crownDia[j] GE 6.00) AND (crownDia[j] LT 14.00)) THEN filter = 1
IF ((crownDia[j] GE 14.00) AND (crownDia[j] LT 18.00)) THEN filter = 2
IF crownDia[j] GE 18.00 THEN filter=3
;2. Schritt: Koordinaten berechnen

```

```

koomatX = LON64ARR(5,5)
koomatY = LON64ARR(5,5)
geokoomatX = LON64ARR(5,5)
geokoomatY = LON64ARR(5,5)
sam = LONG64(tie[4,HyMst[j]-1])
lin = LONG64(tie[5,HyMst[j]-1])
imgX = FIX(((geoX[j]-tie[1,HyMst[j]-1])/pixsi+tie[0,HyMst[j]-1]) ; X-Bildkoordinate
imgY = FIX((((geoY[j]-tie[3,HyMst[j]-1])/pixsi-tie[2,HyMst[j]-1])*(-1)) ; Y-Bildkoordinate
IF (imgX lt 0) OR (imgY lt 0) OR (imgX gt sam) OR (imgY gt lin) THEN BEGIN
    PRINTF, unitkoo, [transpose(dblarr(n_elements(t))+j)]
ENDIF ELSE BEGIN
    koomatX[*,*] = (filterarr[*,* ,filter,1]+imgX)*filterarr[*,* ,filter,2]
    koomatY[*,*] = (filterarr[*,* ,filter,0]+imgY)*filterarr[*,* ,filter,2]
    geokoomatX = REFORM((((filterarr[*,* ,filter,1]*3.5)+geoX[j])*filterarr[*,* ,filter,2],1,25)
    geokoomatY = REFORM((((filterarr[*,* ,filter,0]*(-3.5))+geoY[j])*filterarr[*,* ,filter,2],1,25)
    t = WHERE(geokoomatX ne 0.0)
    ; Herausschreiben der Bildkoordinaten und geographischen Koordinaten
    IF t[0] ne (-1) THEN PRINTF, unitkoo, [ TRANSPOSE(DBLARR(n_elements(t))+j), $
                                                geokoomatX[0,t], geokoomatY[0,t], $
                                                TRANSPOSE(koomatX[t]), $
                                                TRANSPOSE(koomatY[t])]
;3. Schritt: Spektren aus Datensatz extrahieren (für Werte=0 keine Spektren suchen)
    ; Schleife über die 25 Spektren (5x5 Bildelemente des Filters)
    FOR fi=0, 24 DO BEGIN
        ; Abfrage, ob Werte nicht 0
        IF koomatX[fi] NE 0 THEN BEGIN
            OPENR, unit, '2005\' + HyM_file_name[HyMst[j]-1], /get_lun
            px=koomatX[fi]-xstart
            py=koomatY[fi]-ystart
            pos=py*sam+px ; Position im HyMap-Datensatz
            ; kanalweises Lesen der Reflexionswerte
            FOR bns = 0ll, 113 DO BEGIN
                tmp = 0
                POINT_LUN, unit, ((pos)*2)+((lin*sam)*2*bns)
                READU, unit, tmp
                treeslib[bns, fi+(25*j)] = tmp
            ENDFOR
            CLOSE, unit
            FREE_LUN, unit
        ENDIF
    ENDFOR
ENDFOR

```

```
        ENDELSE  
    ENDFOR
```

```
;Herausschreiben der Spektralbibliothek
```

```
OPENW, unit, 'BaumSLIB.sli', /get_lun
```

```
WRITEU, unit, treeslib
```

```
CLOSE, unit
```

```
FREE_LUN, unit
```

```
CLOSE, unitkoo
```

```
FREE_LUN, unitkoo
```

```
END
```

Anhang E: IDL-Programmcode: Geometrisch-optisches Modell

;Definition der Struktur GeoIN, zur Übergabe an die IDL-Funktion *GO_SAIL_EXT*

```
GeoIn = {   Zs:struct.TTS,$           ;Sonnenzenit
           As:struct.PSI/2.,$       ;Sonnenazimut
           Zo:OZarr[slo],$          ;Sensorzenit
           Ao:struct.PSI/2.,$       ;Sensorazimut
           Zn:NZarr[slo],$          ;Flächenzenit
           An:struct.Na,$           ;Flächenazimut
           spectra:refl[*,0]}       ;SAIL-Bestandsspektrum
```

FUNCTION *GO_SAIL_EXT*, geoin

```
    zs = GeoIn.Zs           ;Sonnenzenit
    as = 0.                 ;Sonnenazimut
    zo = 0.                 ;Sensorzenit
    ao = 0.                 ;Sensorazimut
    zn = 0                  ;Flächenzenit
    an = 0.                 ;Flächenazimut
    Eo = 1.                 ;Einstrahlung
    km = 0.45               ;Minneart Konstante
```

; Berechnung einer Referenzstrahldichte mit oben gesetzten Winkeln

```
    lhoriz = (!PI/1)*Eo*COS(!dtor*Zs)*COS(!dtor*Zo)
```

;Berechnen der individuellen Strahldichten und resultierender Skalierungsfaktoren

```
    zn = geoin.zn
    zs = geoin.zs
    zo = geoin.zo
    as = geoin.as
    an = geoin.an
    ao = geoin.ao
    Ecan = Eo*COS(!dtor*zn)*COS(!dtor*zs)+SIN(!dtor*zn)*SIN(!dtor*zs)*COS(!dtor*an)
    Islope = !pi/1*Ecan*(COS(!dtor*zn)*COS(!dtor*zo)+$
    SIN(!dtor*zn)*SIN(!dtor*zo)*COS(!dtor*(an-ao)))
    refl = geoin.spectra*(Islope/lhoriz)^km
```

; Ausgabe des skalierten Spektrums

```
RETURN, refl
```

```
END
```

Anhang F: Streudiagramme zur Modellvalidierung

PROSPECT

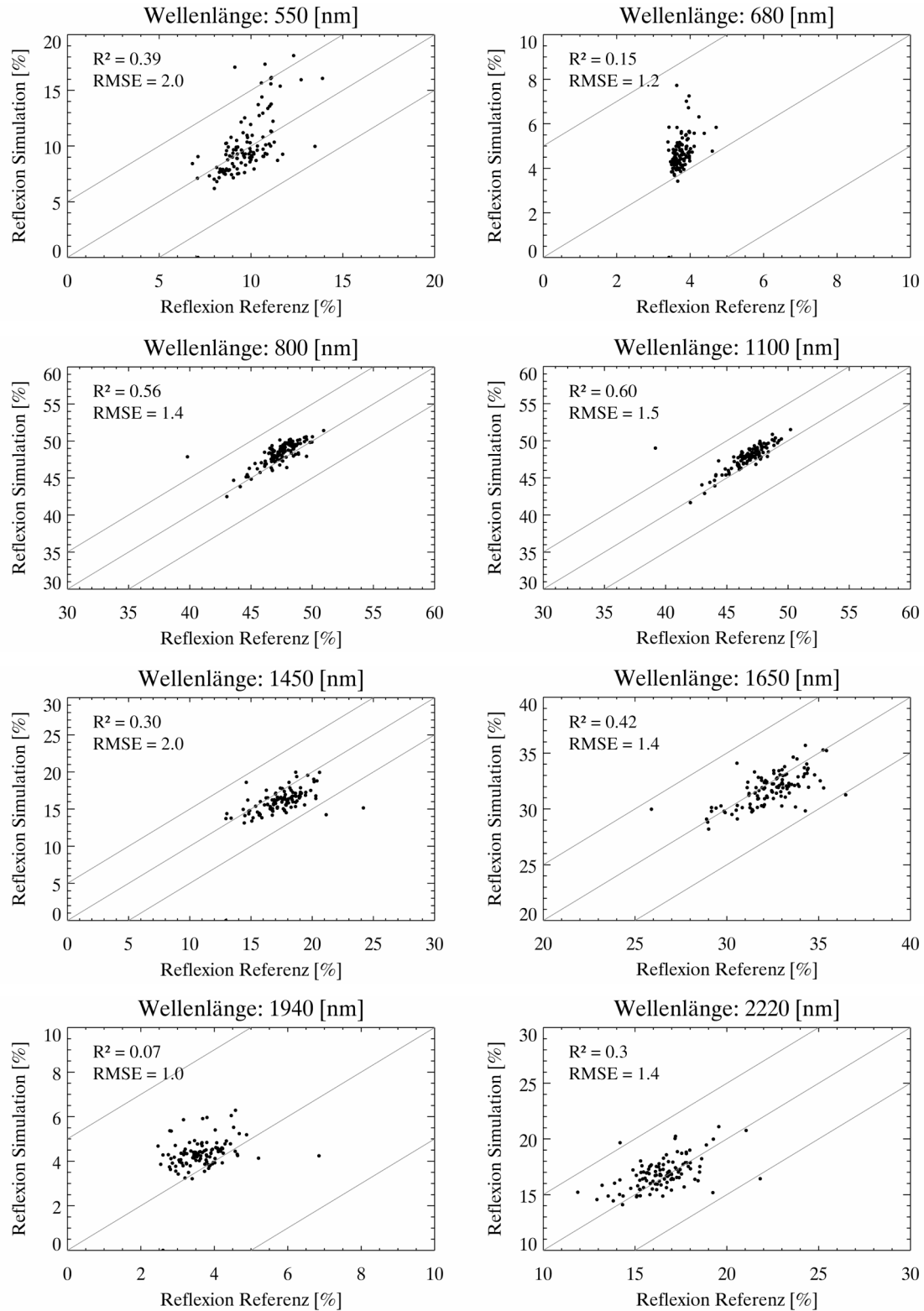


Abbildung A-10: Streudiagramme der Fehleranalyse für PROSPECT. Überlagert 1:1 Linie und +/- 5 % Fehlermarge (absolute Reflexion).

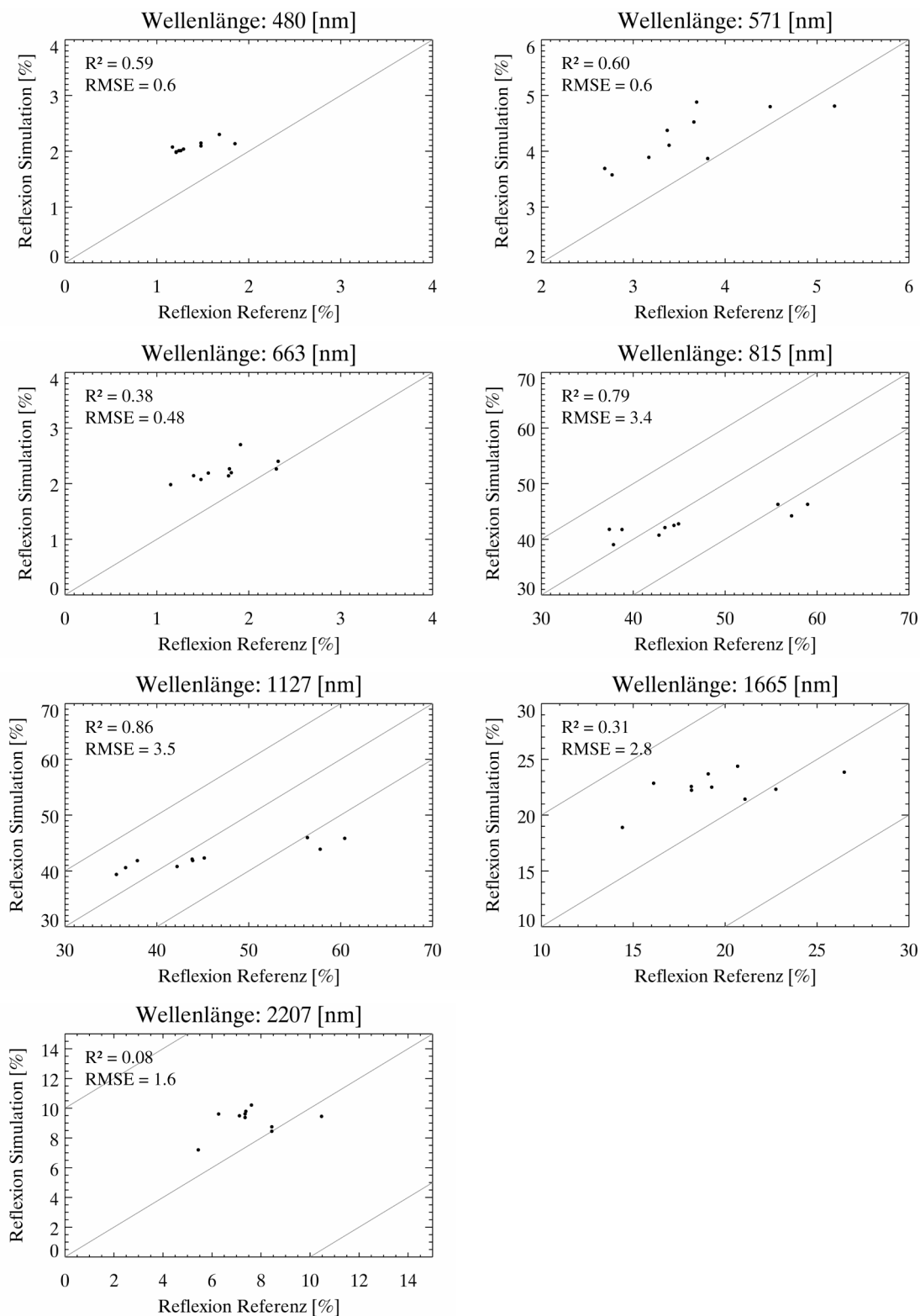
PROSAIL und geometrisches Modell

Abbildung A-11: Streudiagramme der Fehleranalyse von PROSAIL mit geometrischem Modell. Überlagert 1:1 Linie und +/- 10 % Fehlermarge (absolute Reflexion).